

Evaluación de la capa superficial del suelo como medio natural para la
remoción de contaminantes típicos de aguas residuales domésticas en zonas
de recarga de acuíferos

Derly del Socorro Zuleta Lemus
Administradora Ambiental

Universidad Tecnológica de Pereira
Facultad de Ciencias Ambientales
Maestría en Ecotecnología
Pereira Risaralda
2018

Evaluación de la capa superficial del suelo como medio natural para la
remoción de contaminantes típicos de aguas residuales domésticas en zonas
de recarga de acuíferos

Presentado como requisito para obtener el título de Magister en Ecotecnología

Por:

Derly del Socorro Zuleta Lemus
Administradora Ambiental

Director

Dr. Ing. M.Sc. Diego Paredes Cuervo

Universidad Tecnológica de Pereira
Facultad de Ciencias Ambientales
Maestría en Ecotecnología
Pereira Risaralda
2018

AGRADECIMIENTOS

Al profesor Diego Paredes Cuervo por su apoyo y confianza.

Al Grupo de Investigación en Agua y Saneamiento – GIAS y a la Corporación Autónoma Regional de Risaralda CARDER por financiar la investigación.

A los estudiantes de la escuela de Química Miguel Ángel García Zapata y Stefanny Salemi Herrera por su apoyo durante la fase de operación de las Unidades Experimentales y en la realización de los ensayos de laboratorio. A Julián Enrique Lasso y Juan Lavid Ramírez por su ayuda constante e incondicional durante el montaje de las Unidades Experimentales, la realización de las jornadas de monitoreo y el desarrollo en general del proceso de investigación. A Alonso Osorio, por la asesoría y ayuda durante el análisis estadístico.

Al personal técnico de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales - UTP, por apoyar la fase de operación de las unidades experimentales - UE.

A mi familia y a mi gran amigo David Mauricio Jiménez por insistir constantemente para que finalizara con esta tarea; para ellos toda mi gratitud.

Nota de aceptación:

Firma del presidente del jurado

Firma del Jurado

Firma del Jurado

CONTENIDO

1.	Resumen.....	2
2.	Introducción.....	3
3.	Planteamiento del problema y justificación	4
4.	Objetivos	6
4.1	Objetivo General	6
4.2	Objetivos Específicos	6
5.	Hipótesis de la investigación	6
6.	Revisión bibliográfica	7
6.1	Problemática del agua residual.....	7
6.2	Características del ARD	8
6.3	Acercamiento conceptual sobre acuíferos y sus principales características....	10
6.4	Zonas de un acuífero en función de la distribución del agua en el subsuelo y de la recarga hídrica	11
6.5	Zonas de la recarga hídrica subterránea.....	12
6.6	Importancia de la Zona no Saturada (ZNS).....	13
6.7	Vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos	15
6.8	Mecanismos de introducción y propagación de contaminantes en un acuífero	15
6.9	Sistemas naturales para el tratamiento de AR	16
6.10	Sistemas de tratamiento de AR sobre el suelo.....	17
6.10.1	Métodos de aplicación sobre el suelo	18
7.	Materiales y métodos.....	21
7.1	Descripción del experimento.....	21
7.1.1	Localización de la zona de estudio.....	21
7.1.2	Obtención de columnas de suelo inalteradas	22
7.1.3	Características fisicoquímicas de los suelos.....	23
7.1.4	Pruebas de infiltración	23
7.1.5	Adecuación de unidades experimentales en la PTAR - UTP	24
7.1.6	Definición de cargas hidráulicas y puntos de muestreo.....	25
7.1.7	Programa de monitoreo	26
7.2	Diseño experimental.....	28

7.3	Modelo estadístico	28
7.3.1	Hipótesis estadísticas	29
8.	RESULTADOS Y DISCUSION	30
8.1	Objetivo 1: Caracterización de los suelos de la zona de Expansión Occidental de Pereira.....	30
8.1.1	Geología y geomorfología	30
8.1.2	Hidrogeología de la zona de estudio	31
8.1.3	Caracterización general de los suelos de la zona de estudio.....	34
8.1.4	Caracterización físico química de los suelos estudiados.....	37
8.2	Objetivo 2. Evaluación de las eficiencias de remoción de Coliformes Totales y Fecales, Nitrógeno y Materia orgánica en diferentes profundidades en columnas de suelo inalteradas a escala de laboratorio	43
8.2.1	Comportamiento de los parámetros de campo (pH, temperatura y conductividad)	44
8.2.2	Análisis Estadístico para la remoción de contaminantes.....	50
8.2.3	Remoción de Materia Orgánica (DQO)	59
8.2.4	Remoción de Nitrógeno amoniacal (N-NH ₄).....	62
8.2.5	Nitrógeno Total – NT.....	64
8.2.6	Coliformes Totales y Fecales	68
8.3	Objetivo 3: Determinar el efecto de la carga hidráulica en la remoción de contaminantes.....	71
9.	Conclusiones.....	74
10.	Recomendaciones	76
11.	Referencias	76

TABLAS

Tabla 1. Concentraciones de contaminantes típicos en ARD cruda	9
Tabla 2. Contaminantes de importancia en AR	9
Tabla 3. Actividades antrópicas que afectan los acuíferos.....	13
Tabla 4. Características de los sistemas de tratamiento de ARD en el suelo.....	20
Tabla 5. Características de los suelos	20
Tabla 6. Parámetros físico-químicos de los suelos	23
Tabla 7. Clasificación de la infiltración básica del agua.....	24
Tabla 8. Evaluación de parámetros.....	26
Tabla 9. Resumen de resultados de la caracterización del afluente y efluente de la PTAR-UTP.	27
Tabla 10. Factores, Niveles y Tratamientos Resultantes para el Experimento	28
Tabla 11. Tratamientos resultantes	28
Tabla 12. Hipótesis estadísticas de la investigación.....	29
Tabla 13. Unidades litológicas municipio de Pereira	30
Tabla 14. Características fisicoquímicas de los conjuntos Cerritos y Pereira	37
Tabla 15. Propiedades fisicoquímicas suelos estudiados	38
Tabla 16. Estadística descriptiva parámetros de campo	44
Tabla 17. Hipótesis Estadísticas y resultados de las pruebas para comprobación de supuestos con nivel de significancia $\alpha = 0,05$	51
Tabla 18. Hipótesis ANOVA para cada factor, Nivel de Significancia $\alpha = 0,05$	54
Tabla 19. Hipótesis ANOVA Modelo Multifactorial, Nivel de Significancia $\alpha = 0,05$	55
Tabla 20. Resultados ANOVA para Modelo Lineal Multifactorial. % Remoción de DQO.	56
Tabla 21. Resultados ANOVA para Modelo Lineal Multifactorial. % Remoción de N-NH ₄ y N-T.....	57
Tabla 22. Remoción de DQO en los diferentes tratamientos	59
Tabla 23. Remoción de N-NH ₄ ⁺ en los diferentes tratamientos	62
Tabla 24. Pruebas No Paramétricas Wilcoxon-U de Mann Whitney, usando valores de significancia (p-valores).	73

FIGURAS

Figura 1. Zonas del acuífero.....	12
Figura 2. Métodos de aplicación sobre el suelo.....	19
Figura 3. Ubicación de la zona de estudio en el municipio de Pereira	21
Figura 4. Esquema de las unidades experimentales	25
Figura 5. Geología de la zona de estudio	31
Figura 6. Mapa hidrogeológico sistema de acuíferos Pereira y Dosquebradas.....	32
Figura 7. Recarga potencial en la ZOEX.....	34
Figura 8. Mapa de suelos de la zona de estudio	35
Figura 9. Diagrama de la morfología de los suelos en las colinas de piedemonte	37
Figura 10. Comportamiento del pH sistemas alimentados carga hidráulica alta	45
Figura 11. Comportamiento del pH sistemas alimentados carga hidráulica baja	45
Figura 12. Comportamiento del pH promedio de los sistemas evaluados	46
Figura 13. Comportamiento de la temperatura sistemas alimentados carga hidráulica alta.....	47
Figura 14. Comportamiento de la temperatura sistemas alimentados carga hidráulica baja.....	47
Figura 16. Comportamiento de la temperatura promedio de los sistemas evaluados....	48
Figura 17. Comportamiento de la CE sistemas alimentados carga hidráulica alta	48
Figura 18. Comportamiento de la CE sistemas alimentados carga hidráulica baja.....	49
Figura 19. Comportamiento de la CE promedio de los sistemas evaluados.....	50
Figura 20. Eficiencias remoción media de DQO	60
Figura 21. Eficiencias de remoción media de NH_4^+	63
Figura 22. Eficiencias de remoción media de NT	65
Figura 23. Concentraciones promedio de nitratos obtenidas durante estudio	66
Figura 24. Remoción coliformes totales aplicando carga hidráulica alta.	68
Figura 25. Remoción coliformes totales aplicando carga hidráulica baja.	68
Figura 26. Remoción coliformes fecales aplicando carga hidráulica alta.....	69
Figura 27. Remoción coliformes fecales aplicando carga hidráulica baja.....	69
Figura 28. Diagramas de Barras de Error con Intervalo de confianza para la media del 95%. Variables Respuestas con Factor Carga Hidráulica. Fuente SPSS.....	72

ANEXOS

Anexo 1. Velocidades de infiltración obtenidas para cada una de las zonas de estudio.

Anexo 2. Resultados de laboratorio obtenidos para todos los parámetros medidos en estudio.

Anexo 3. Resultados obtenidos en las variables dependientes o variables repuestas evaluadas durante las 13 semanas de corridas experimentales empleados en el análisis estadístico.

ABREVIATURAS Y CONVENCIONES

AR: Aguas Residuales.

ARD: Aguas residuales domésticas.

ARI: Aguas residuales industriales.

DQO: Demanda Química de Oxígeno.

N-NH₄: Nitrógeno Amoniacal.

N- NO₃ Nitratos

NT: Nitrógeno Total.

ZNS: Zona no saturada.

ZS: zona saturada.

PTAR: Planta de Tratamiento de Aguas Residuales.

UTP: Universidad Tecnológica de Pereira.

ANOVA: Análisis de varianza.

HG: Hacienda Galicia.

VP: Vivero Pavas.

CIC: Capacidad de intercambio catiónico.

CP: Cerritos –Pereira.

Da: Densidad aparente.

MO: Materia orgánica.

C.E: Conductividad Eléctrica.

ZOEX: Zona de Expansión Occidental de Pereira

SAT: En inglés (Soil Aquifer Treatment), tratamiento Suelo-Acuífero

1. Resumen

Ante las bajas coberturas de saneamiento mediante sistemas centralizados y el auge de construcción de viviendas en zonas rurales, el suelo ha sido usado como alternativa de tratamiento o como medio de disposición de aguas residuales en diferentes regiones, incluyendo las zonas de expansión de Pereira, muchas veces sin un conocimiento o sustento técnico o científico previo.

En el presente estudio se evaluó a escala de laboratorio, la efectividad de la infiltración rápida en el suelo como tratamiento natural para remover contaminantes típicos de un efluente primario de ARD. Para ello, se emplearon cuatro columnas de suelos inalterados provenientes de la zona de Expansión Occidental del municipio de Pereira, Colombia, empacados en tubos de PVC de 8", con una altura de 1,0 m de los cuales 0,5 m fueron suelo y 0,5 m borde libre y un área efectiva de 0,06823 m², los cuales se instalaron en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad Tecnológica de Pereira. Se implementó un sistema de alimentación manual mediante tres pulsos diarios y se realizó monitoreo semanal de las unidades experimentales durante 3 meses entre febrero y abril de 2015.

Se determinaron 8 puntos de muestreo, dos para cada unidad. El primero a los 10 cm de profundidad en cada unidad experimental y el segundo a los 50 cm. Se realizó análisis estadístico para determinar el efecto de factores como Procedencia del suelo, Profundidad (Punto de muestreo) y Carga Hidráulica, evaluando valores de 0,036 m/d y 0,073 m/d en las variables de respuesta de % de remoción de Demanda Química de Oxígeno (DQO), Nitrógeno Amoniacal (N-NH₄) y Nitrógeno Total (N-T). Adicionalmente se midieron parámetros In situ (pH, temperatura y conductividad eléctrica) y Coliformes Totales y Fecales.

Para la DQO, el factor punto de muestreo fue el único que mostró diferencias estadísticamente significativas, logrando porcentajes de remoción promedio mayores a 55% para el punto de muestreo de 50 cm. Los factores procedencia del suelo y profundidad del punto de muestreo presentaron diferencias estadísticamente significativas para la variable de respuesta N-NH₄, logrando para la profundidad de 50 cm, porcentajes de remoción entre 45% y 68%. En cuanto al N-NT, no se evidenciaron diferencias significativas en ninguno de los niveles de los tres factores experimentados, alcanzado la mayor remoción promedio de 17 % para uno de los tratamientos valorados. El factor carga hidráulica, no presentó diferencias significativas en ninguno de los tratamientos evaluados.

Los resultados encontrados revelan remociones significativas de DQO de efluentes sin tratamiento, estableciendo un precedente favorable y generando información técnica para las instituciones involucradas en la toma de decisiones, sin embargo, para lograr tratamientos efectivos de nutrientes y contaminación bacteriológica es necesario realizar nuevas investigaciones donde se modifiquen los medios filtrantes y las condiciones de operación del método natural evaluado o se realicen pretratamientos con otras tecnologías.

Palabras claves: Infiltración Rápida, Acuífero, Aguas Residuales Domésticas, Tratamiento Natural, Aplicación sobre el suelo.

2. Introducción

El agua es un recurso esencial para el desarrollo de diversas actividades socioeconómicas, por lo tanto, es importante preservarla con criterios de calidad y cantidad. Debido al aumento de la población y del sector productivo en general, se ha incrementado su consumo y con este su contaminación. La generación de aguas residuales domésticas (ARD) e industriales (ARI) y la disposición sobre los cuerpos de agua superficial y en los suelos sin un tratamiento previo, ha generado la degradación de estos recursos limitando su aprovechamiento.

El saneamiento básico en Colombia es un tema aún en desarrollo; en algunas zonas urbanas del país se han implementado acciones técnicas y socioeconómicas con el fin de garantizar niveles aceptables de salubridad ambiental, a través del manejo sanitario del agua potable, las ARI, ARD y los residuos sólidos operadas bajo esquemas centralizados con el fin dar respuesta rápida a los problemas de contaminación. Sin embargo, existe una brecha frente a las zonas rurales y suburbanas en términos de saneamiento básico, que se manifiesta en las bajas coberturas en agua potable, manejo de residuos sólidos y alcantarillado, razón por la cual una de las prácticas más comunes de disposición final de las ARD ha sido el vertimiento directo sin tratamiento en los cuerpos de agua superficial y en el suelo (Silva *et al*, 2008).

La disposición directa y no controlada de ARD sobre el suelo, en zonas rurales y de expansión urbana son el reflejo de la desarticulación entre los instrumentos de planificación ambiental del territorio, la valoración de la estructura ecológica que soporta dicho desarrollo y el resultado de las limitaciones técnicas, económicas y culturales de los sistemas, y si bien los sistemas de tratamiento de ARD sobre el suelo han sido ampliamente utilizados, estos requieren la valoración previa de las características físicas, químicas y biológicas de los suelos y su capacidad para

depurar contaminantes. De esta forma, se puede evitar la contaminación o degradación de ecosistemas estratégicos y de las aguas subterráneas.

En este sentido, la finalidad del presente trabajo de investigación fue evaluar la capa superficial del suelo como tratamiento natural sobre el terreno para la remoción de contaminantes provenientes de las ARD, en la Zona de Expansión Occidental de Pereira. En la fase inicial se realizó la caracterización fisicoquímica del suelo objeto de estudio. Posteriormente, se evaluó a escala de laboratorio la remoción de contaminantes usando columnas con la capa superficial de dos suelos sin alteraciones, teniendo como variaciones la profundidad del punto de muestreo y la carga hidráulica aplicada.

Finalmente, con los resultados obtenidos se determinaron las características más relevantes para que un suelo pueda ser utilizado como tratamiento en la remoción de contaminantes típicos de ARD, lo cual permitió responder la pregunta de investigación que se enuncia a continuación:

¿Actúa la capa superficial del suelo como barrera natural para la atenuación de contaminantes provenientes de ARD antes de que éstas alcancen los niveles freáticos?

3. Planteamiento del problema y justificación

Según UNESCO (2018), una cifra superior a 2.000 millones de personas en el mundo no tiene acceso a agua potable y más del doble de la cifra mencionada, no cuenta con acceso a un saneamiento seguro. Por su parte, indica que como consecuencia del rápido crecimiento de la población mundial, se espera un aumento en la demanda de agua casi en un tercio para el año 2050. (Kamble *et al.*, 2017) afirman que la urbanización, el crecimiento poblacional y el aumento de las actividades económicas y productivas son las principales razones del incremento en la demanda de agua dulce en el planeta.

La ciudad de Pereira ha desarrollado en las últimas décadas un crecimiento desordenado, con urbanizaciones al interior, en las periferias de la ciudad y en zonas suburbanas potenciando riesgos asociados con la alteración de la estructura ambiental del territorio, contaminación del suelo y de fuentes de agua superficial y subterránea por disposición inadecuada de residuos líquidos y sólidos, derivada de la carencia de sistemas de servicios públicos domiciliarios que son propios de las áreas urbanas (Gaviria, 2009).

La CARDER (2007), como resultado de los estudios hidrogeológicos realizados en el área de su jurisdicción, identificó en Pereira y Dosquebradas un recurso estratégico para garantizar calidad de vida a sus habitantes y orientar un desarrollo sostenible; este recurso está representado por un sistema de acuíferos que cubren gran parte de sus territorios albergando aguas subterráneas en cantidades considerables; sin embargo a pesar que se conoce su existencia, es vulnerable en calidad y cantidad por fenómenos globales como la urbanización, el cambio en los usos del suelo y la contaminación.

En las áreas rurales se desarrollan diversas actividades antrópicas potencialmente contaminantes de las aguas subterráneas. Páez (2008) y Ríos (2006), hacen referencia a la contaminación asociada con el saneamiento sin alcantarillado (tanques sépticos, pozos de absorción o letrinas) o proveniente de áreas residenciales (corregimientos y caseríos) con una conexión de alcantarillado incompleta o nula, siendo entonces la falta de infraestructura adecuada y de sistemas de gestión para el aumento del volumen de las AR los problemas reales de la crisis (Kamble *et al.*, 2017). En la ciudad de Pereira, solo el 17,7% de los predios rurales cuentan con alguna solución de saneamiento para sus aguas servidas y en el Corregimiento de Cerritos solo el 6,7% de los predios cuentan con alguna solución de saneamiento hídrico, (Alcaldía de Pereira, 2015)

En la zona urbana de Pereira el agua subterránea no es la fuente principal de abastecimiento, la demanda se da principalmente en las zonas de expansión urbana (Cerritos, Puerto Caldas y Tribunales), considerándose una ventaja dada la facilidad de acceso, excelente calidad y la disminución de costos en sistemas de conducción y tratamiento, que la hacen atractiva especialmente para los sectores comerciales e industriales ubicados en estas zonas (CARDER, 2007).

Para el caso del municipio de Pereira, si bien se tiene formulado y aprobado el Plan de Ordenamiento Territorial, no se considera la importancia del agua subterránea como un elemento articulador del desarrollo económico, social y ambiental. Además, se ha proyectado el crecimiento de la ciudad mediante la definición de suelos de expansión suburbana en áreas caracterizadas por la presencia de zonas de recarga del acuífero, como la zona de Expansión Urbana en el sector occidental de Cerritos y en el corregimiento de Tribunales, lugares donde la urbanización puede generar impactos negativos en términos de calidad y cantidad del recurso hídrico subterráneo.

Según Sharma & Kennedy (2017), el desarrollo y la aplicación de tecnologías innovadoras y ambientalmente sostenibles para el tratamiento y la reutilización del

agua y de las AR recibe cada vez más atención para abordar los problemas mundiales de escasez. Considerando que el manejo de las ARD en sectores donde hay deficientes sistemas de alcantarillado se realiza en muchos casos a través de la aplicación controlada del agua residual sobre el suelo, surge la necesidad de investigar si las características de los suelos en zonas de recarga de acuíferos como la zona de Expansión Occidental de Pereira actúan como barrera natural para la atenuación de contaminantes sin afectar de esta forma la calidad del agua subterránea y su posterior uso.

Con relación al enfoque de la Ecotecnología en la cual los sistemas naturales se convierten en sistemas de tratamiento basados en los procesos naturales relacionados con el suelo, plantas y microorganismos que contribuyen con la remoción de contaminantes, la alternativa de tratamiento planteada se enmarca en dicho enfoque dado que el suelo cumple dos funciones fundamentales: por un lado es el medio receptor de las ARD (evitando de esta manera el vertido a otros medios) y por otro, permite que tanto en la superficie como en su interior se den los procesos de depuración del agua.

4. Objetivos

4.1 Objetivo General

Evaluar la capa superficial del suelo como medio para la remoción de contaminantes típicos de aguas residuales domésticas, en zonas de recarga de acuíferos.

4.2 Objetivos Específicos

- Caracterizar el suelo de la zona de recarga de acuíferos en la zona de Expansión Occidental de Pereira
- Evaluar las eficiencias de remoción de Nitrógeno y Materia orgánica a diferentes profundidades, puntos de muestreo y cargas hidráulicas en columnas de suelo inalteradas a escala de laboratorio
- Determinar el efecto de la carga hidráulica en la remoción de contaminantes

5. Hipótesis de la investigación

La hipótesis planteada en el marco de la investigación es:

- *Es posible remover de manera eficiente, sustancias contaminantes como Demanda Química de Oxígeno (DQO), Nitrógeno Amoniacal (N-NH₄) y Nitrógeno Total (N-T) presentes en agua residual doméstica, mediante el uso de columnas empacadas de suelos de dos procedencias, usando además dos tipos de carga hidráulica y dos niveles de muestreos medidos en cm de altura en las columnas de suelo.*

6. Revisión bibliográfica

6.1 Problemática del agua residual

El agua residual se caracteriza por contener cinco componentes principales: microorganismos patógenos transmitidos por el agua, pesticidas, metales pesados, nutrientes como Nitrógeno (N), Fósforo (P), Potasio (K), sedimentos y materia orgánica (MO) (NWRI, 2009). El crecimiento poblacional, los avances tecnológicos y las actividades humanas tales como la agricultura, la minería, la industria y el comercio, han traído consigo grandes ventajas para el desarrollo socio-económico, pero a su vez, han dado origen a problemas como la contaminación derivada del vertimiento inapropiado sobre las fuentes de agua o los suelos de AR, de tipo domésticas, industriales y agrícolas, generando impactos negativos sobre la salud pública y afectando la calidad de los medios receptores (Valdés & Junco, 2008; Nemade *et al.*, 2009).

El tratamiento de las ARD es un aspecto fundamental para la preservación del ambiente y la salud humana, por el impacto ambiental que causan si se vierten directamente a las fuentes receptoras como el suelo y el agua (Mara, 2003). Algunos de los objetivos para la protección del medio ambiente y los conceptos para la conservación de los recursos naturales son la reutilización de las AR tratadas y la aplicación de tratamientos para su transformación en sustancias menos contaminantes y/o el aprovechamiento de sus subproductos (Lettinga *et al.*, 2001; Aiyuk *et al.*, 2006).

En general, los países en vías de desarrollo se ubican en regiones de clima tropical y subtropical y son los que presentan las más bajas coberturas en recolección y tratamiento adecuado de ARD (Von Sperling y Chernicharo, 2006). Para el caso de las ciudades latinoamericanas, se han alcanzado coberturas en el servicio de acueducto y alcantarillado de 91 y 79%, respectivamente, pero solo el 15% de las ARD son tratadas. Así mismo, en las áreas rurales o de expansión

urbana la situación tiende a ser más crítica debido a que el 82% de la población carece de acceso sistemas de saneamiento adecuados (Massoud *et al.*, 2009; Noyola *et al.*, 2012).

Para el caso colombiano, las coberturas de alcantarillado tanto urbanas como rurales son del 97% y 73% respectivamente, mostrando grandes rezagos en las zonas rurales del país (DANE, 2012). Además, durante el año 2008, sólo el 12% del total de los vertimientos fueron tratados de forma adecuada, lo cual indica que el panorama no es alentador (IDEAM, 2010), teniendo en cuenta que los efluentes domésticos e industriales sobre los suelos tienden a producir una contaminación generalizada de las aguas subterráneas poco profundas en las zonas urbanas y de expansión urbana (Banco Mundial, 2001).

6.2 Características del ARD

Las ARD hacen referencia a aquellas utilizadas con fines higiénicos y generadas principalmente por el metabolismo humano y actividades domésticas, las cuales llegan a las redes de alcantarillado por medio de descargas de instalaciones hidráulicas, también en residuos originados en establecimientos comerciales, públicos y similares (Díaz *et al.*, 2012).

El ARD es una mezcla de materiales orgánicos e inorgánicos, suspendidos o disueltos en el agua, compuesta por elementos físicos, químicos y biológicos. La mayor proporción de MO consiste en residuos alimenticios, heces, material vegetal, sales minerales y materiales diversos como jabones y detergentes sintéticos. También contiene pequeñas concentraciones de gases disueltos, entre ellos, está el oxígeno proveniente del aire que eventualmente entra en contacto con el agua residual en movimiento. Además, puede contener otros gases, como dióxido de carbono, resultante de la descomposición de la MO, nitrógeno disuelto de la atmósfera, sulfuro de hidrógeno formado por la descomposición de compuestos orgánicos, gas amoníaco y ciertas formas inorgánicas del azufre. Estos gases, aunque en pequeñas cantidades, se relacionan con la descomposición y el tratamiento de los componentes del agua residual (Mara, 1990).

La presencia de coliformes totales y fecales es uno de los mayores problemas que se presentan en las ARD y están asociados directamente con el deterioro de la salud de las personas, debido a la relación directa que existe entre la presencia de organismos patógenos y la transmisión de enfermedades infecciosas (Rodríguez *et al.*, 2006). De igual manera, el nitrógeno se presenta en diferentes

formas, siendo el amoníaco (NH_3) una de las formas tóxicas para la mayoría de las peces representando una considerable demanda de oxígeno sobre los cuerpos de agua (Reed *et al.*, 1995). Adicionalmente, cuando existen altas concentraciones de nitrógeno, el cual es utilizado por las plantas preferiblemente como N-NH_4 , puede provocar eutrofización temprana de cuencas (Kadlec & Knigh, 1996; Carpenter *et al.*, 1998). En la Tabla 1 se relacionan las concentraciones de los contaminantes típicos del ARD sin tratar.

Tabla 1. Concentraciones de contaminantes típicos en ARD cruda

Componente	Unidad	Concentración		
		Alta	Media	Baja
Caudal aproximado de ARD	l/per cápita día	750	460	240
Sólidos Totales	mg/L	1230	720	290
Sólidos Disueltos Totales	mg/L	860	500	270
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	400	210	120
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/L	350	190	110
Demanda Química de Oxígeno	mg/L	800	430	250
Nitrógeno Total	mg/L	70	40	20
Nitrógeno Orgánico	mg/L	25	15	8
Amoníaco	mg/L	45	25	12
Nitritos	mg/L	0	0	0
Nitratos	mg/L	0	0	0
Fósforo Total	mg/L	12	7	4
Cloruros	mg/L	90	50	30
Sulfatos	mg/L	50	30	20
Grasas y Aceites	mg/L	100	90	50
Coliformes Totales	UFC/100 ml	$10^7 - 10^{10}$	$10^7 - 10^9$	$10^6 - 10^8$
Coliformes Fecales	UFC/100 ml	$10^7 - 10^{10}$	$10^7 - 10^9$	$10^6 - 10^8$

Fuente: Metcalf & Eddy, (2004)

En la Tabla 2, se describen los principales contaminantes provenientes de AR y los impactos generados.

Tabla 2. Contaminantes de importancia en AR

Contaminante	Parámetro típico de medida	Impacto ambiental
Materia orgánica biodegradable	DBO, DQO	Desoxigenación del agua, generación de olores indeseables
Materia suspendida	SST, SSV	Turbiedad y depósito de lodos
Patógenos	CF	Agua insegura para su uso en consumo humano y recreativo

Contaminante	Parámetro típico de medida	Impacto ambiental
Amoniaco	NH ₄ ⁺ - N	Desoxigena el agua, es tóxico para organismos acuáticos y puede estimular el crecimiento de algas
Fósforo	Ortofosfatos	Puede estimular el crecimiento de algas
Materiales tóxicos	Como materiales tóxicos específicos	Peligroso para especies vegetales y animales
Sales inorgánicas	SDT	Limita los usos agrícolas e industriales del agua
Energía térmica	Temperatura	Reduce la concentración de saturación de oxígeno en el agua, acelera el crecimiento de organismos acuáticos
Iones Hidrógeno	pH	Riesgo potencial para organismos acuáticos

Fuente: Romero, (2002)

6.3 Acercamiento conceptual sobre acuíferos y sus principales características

Los acuíferos son formaciones geológicas que tienen los poros y fisuras llenas de agua (medio saturado), la cual fluye lentamente (de mm/día a varios m/día en los casos más característicos); cumplen dos funciones principales la primera servir como conductos de transmisión para transportar el agua subterránea de las áreas de recarga hacia lagos, pantanos, manantiales, pozos y otras estructuras de captación y la segunda, actuar como depósitos de almacenamiento de agua suministrando el recurso desde sus reservas para ser utilizado en diversos usos (Custodio *et al*, 2007). Los acuíferos además abarcan un área territorialmente extensa

La hidrodinámica de los acuíferos está relacionada con las propiedades hidráulicas de los materiales geológicos (conductividad hidráulica o permeabilidad, porosidad y coeficiente de almacenamiento elástico) y por sus dimensiones (espesor y extensión de las formaciones). Además, está condicionada por el gradiente hidráulico, que depende de la recarga, circulación y descarga (características de flujo o renovabilidad) y por el almacenamiento (volumen de agua en un momento determinado) (Custodio & Llamas, 1975 y 1983).

6.4 Zonas de un acuífero en función de la distribución del agua en el subsuelo y de la recarga hídrica

Como se observa en la Figura 1, en los acuíferos se pueden identificar dos importantes zonas relacionadas con la forma como se distribuye el agua en el subsuelo; zona no saturada (ZNS) y zona saturada (ZS) y son en esencia los componentes de un acuífero (Maderrey & Jiménez, 2005).

La ZNS comprende tres franjas fundamentales (evapotranspiración, intermedia y capilar). El agua contenida en esta zona se le conoce también con el nombre de agua suspendida o vadosa, es decir, agua infiltrada que se dirige hacia el manto freático (Morell & Hernandez, 2000).

En la franja de evapotranspiración se encuentran tres tipos de agua: *agua higroscópica*, que es la que el suelo absorbe y pasa a formar películas muy delgadas alrededor de las partículas que lo forman; *agua capilar*, que es el agua que aprovechan muchas plantas para satisfacer sus necesidades hídricas; y *agua libre* o de gravedad, la cual se mueve bajo la influencia de la gravedad, una vez satisfecha la humedad del suelo, (Maderrey & Jiménez, 2005).

En la franja intermedia el espesor varía desde cero hasta varios metros; es la que comunica a la franja del agua del suelo con la capilar, el agua aquí existente se debe a fuerzas higroscópicas, capilares y de la gravedad. La franja capilar es una capa humedecida por el agua que asciende de la zona de saturación debido a fenómenos capilares (Maderrey & Jiménez, 2005).

En la ZS se encuentra el agua subterránea, en esta región el movimiento del agua es más lento puesto que todos los poros e intersticios se encuentran ocupados por ella, la capa saturada es el manto freático y la parte superior de ésta, es la superficie freática que, por lo general, sigue débilmente las ondulaciones del terreno, al agua que llega a esta zona se le denomina agua freática. La parte inferior de la zona de saturación está compuesta por una capa impermeable, la cual impide que el agua siga descendiendo.

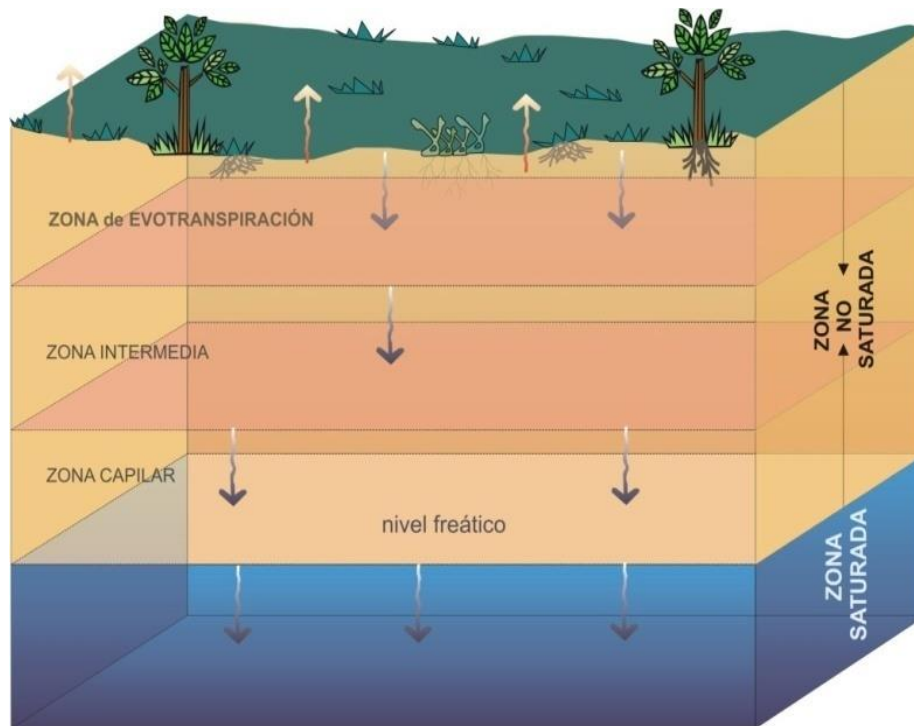


Figura 1. Zonas del acuífero

Tomado de <http://www.artinaid.com/2013/04/caracteristicas-de-los-acuiferos/>

Además, se pueden identificar tres zonas en función de la recarga de los acuíferos: la zona de recarga, (donde la precipitación se infiltra), zona de circulación y zona de descarga (a un manantial, un río o una descarga en el mar), existiendo una relación acuífero-río-acuífero muy importante en la cual el sentido del flujo depende básicamente de los niveles de agua en el río y en el acuífero, así como de la geomorfología de la zona (Faustino, 2006). La zona de circulación es la parte comprendida entre la zona de recarga y descarga.

6.5 Zonas de la recarga hídrica subterránea

Las zonas de recarga hídrica subterráneas son aquellas de la cuenca (sitios planos o cóncavos, y rocas permeables) en las cuales el flujo vertical de la infiltración es significativo; son las zonas que forman o alimentan los acuíferos. Para evaluar y determinar las zonas de recarga se pueden considerar métodos directos e indirectos. Los métodos directos consisten en la realización de sondeos eléctricos verticales, pruebas de bombeo y prospección geofísica, los métodos indirectos consisten en la realización del balance hidrogeológico. Las zonas de recarga hídrica subterránea también están asociadas con las zonas de la cuenca que presentan fallas geológicas profundas o aquellas donde en el balance

hidrogeológico se identifica una pérdida por percolación profunda generalmente coincide con las zonas de recarga subterránea (Matus *et al.*, 2009).

La capacidad de recarga de un acuífero depende de su espesor y profundidad, teniendo en cuenta la geometría de los acuíferos solos, en conjunto o interconectados (Faustino, 2006). Dicha capacidad, depende entre otros, de la extensión del área de entrada. La infiltración es mayor cuando la zona de recarga recibe otros aportes al sistema como por ejemplo precipitación local, escurrimiento superficial de un área tributaria asociada con pendientes aluviales, que reciben aguas superficiales provenientes de áreas montañosas con fuerte precipitación (INAB, 2003).

El manejo inadecuado de las zonas de recarga, resultado de la desarticulación de los instrumentos de planificación territorial, han permitido que fenómenos globales como el crecimiento demográfico, la urbanización y la ampliación de la frontera agrícola generen impactos significativos en los sistemas acuíferos, siendo esta situación más crítica en las zonas urbanas y de expansión urbana. En la Tabla 3, se describen algunos efectos de las actividades antrópicas sobre los acuíferos.

Tabla 3. Actividades antrópicas que afectan los acuíferos

Actividades	Implicaciones en los acuíferos
Sobreexplotación de aguas subterráneas	Descenso en los niveles de agua
	Incremento en los costos de bombeo
	Intrusión de aguas salinas en zonas costeras
	Disminución de descargas naturales (manantiales, flujos base)
Impermeabilización de las zonas de recarga/urbanización	Afectación de la infiltración natural
	Incremento de la escorrentía superficial
	Descenso de los niveles freáticos
	Contaminación con ARD
Deforestación	Alteración de las propiedades físicas del suelo
	Compactación por efecto de la lluvia y de las actividades antrópicas
Intensificación de actividades antrópicas	Contaminación del suelo y del agua subterránea

Fuente: Matus, (2007).

6.6 Importancia de la Zona no Saturada (ZNS)

El recurso suelo juega un papel fundamental en la dinámica de recarga y transformación de contaminantes en los acuíferos, de acuerdo con sus características y condiciones de manejo facilita o limita el movimiento del agua a

través de sus perfiles y la atenuación de sustancias químicas que modifican la calidad del agua subterránea.

Propiedades físicas como textura, estructura, contenido de MO y cantidad y tipo de arcilla son determinantes para permitir la entrada del agua en el suelo, siendo de gran importancia para el manejo eficiente de los recursos agua y suelo (Ministerio de Hacienda y Crédito Público e Instituto Geográfico Agustín Codazzi, 1990).

La ZNS se caracteriza por presentar un flujo esencialmente vertical y un grado de saturación variable entre la saturación completa (todos los poros llenos de agua) y la sequedad (todos los poros llenos de aire). Esta zona ha sido poco estudiada, sin embargo desde hace algunos años se han venido realizando estudios a escala real y de laboratorio para comprender la dinámica de la ZNS principalmente desde el punto de vista hidráulico e hidroquímico (Morell & Hernandez, 2000).

Diversas investigaciones realizadas sobre recursos hídricos subterráneos se han enfocado principalmente en conocer la contaminación del agua por la disposición de sustancias contaminantes aplicadas en la superficie del terreno, y además se han centrado en la evaluación del poder depurador de la ZNS usando técnicas de eliminación por aplicación en el terreno o por reutilización de aguas residuales para riego, bajo la premisa que el medio no saturado adquiere gran importancia por su poder depurador en la eliminación de sustancias contaminantes presentes en el agua residual que se lixivia hacia el acuífero.

Investigar y comprender los procesos que se desarrollan en la ZNS es el soporte para evaluar la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos, dado que permite determinar la forma como migran los contaminantes en una zona donde se realizan múltiples procesos, permitiendo cuantificar la respuesta del sistema y convirtiéndose en un soporte técnico para prevenir las actividades que afectan la calidad de las aguas subterráneas, disminuyendo de esta forma el costo y la dificultad técnica que representa la remediación de acuíferos (Morell & Hernandez, 2000).

En algunos acuíferos, la capacidad de la ZNS para almacenaje, filtración, amortiguación y transformación la convierte en una barrera natural para la protección del agua subterránea (Silva & Correa, 2009; Dafonte *et al.*; 2013), sin embargo esta condición depende de las características fisicoquímicas de dicha zona.

6.7 Vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos

La vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación es un indicio del riesgo de alteración de su calidad natural como resultado de actividades generadoras de agentes contaminantes. Según Reynoso (2005) *“la vulnerabilidad de los acuíferos a la contaminación es una propiedad intrínseca que determina su susceptibilidad a ser afectado adversamente por una carga contaminante.”*

Generalmente los contaminantes pueden integrarse a los sistemas de aguas subterráneas por tres vías: vertido de líquidos o sustancias solubles en agua en la superficie de la zona; disposición de sustancias en el suelo, enterrándolas por encima del nivel freático y la introducción de contaminantes por debajo del nivel freático, los cuales se mueven a través del suelo y la ZNS y pueden alcanzar la ZS.

El objetivo principal de un análisis de vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos, es brindar a las autoridades competentes bases técnico – científicas para el manejo del recurso hídrico subterráneo (Ríos, 2006), por medio de mapas o calificativos de tipo cualitativo y/o cuantitativo donde se representan las áreas con diferentes niveles de vulnerabilidad, lo cual se traduce en una herramienta para la planificación y control, tanto de explotación como de las actividades que se desarrollan sobre el acuífero (Rueda *et al.*, 2006).

Dado lo anterior, es científicamente más consistente realizar una evaluación específica para cada contaminante o cada actividad que genere contaminación (Andersen & Gosk, 1987; Ríos, 2006) puesto que el grado de atenuación varía de manera significativa en función de las características de la ZNS y el tiempo de residencia del contaminante, asumiendo de esta forma que todo acuífero tiene un grado de vulnerabilidad a la contaminación diferente (NRC, 1993).

6.8 Mecanismos de introducción y propagación de contaminantes en un acuífero

Existen varios mecanismos de llegada de contaminantes a un acuífero: los de propagación a partir de la superficie, que incluyen el arrastre de contaminantes desde la superficie del terreno por las aguas de infiltración (vertimientos sobre el terreno, uso de fertilizantes y plaguicidas entre otros), los de infiltración de aguas contaminadas desde ríos y sistemas de alcantarillados, provocados por las actividades antrópicas y los de embalsamiento subsuperficial de residuos líquidos de diferentes naturaleza, como depósitos de combustibles.

Por su parte, los ejemplos clásicos de mecanismos de propagación originados en la ZS son los pozos de inyección de AR generalmente industriales y la progresión de intrusión salina por la alteración del régimen de flujo. Muchos de los procesos anteriores se pueden dar de manera conjunta o pueden aparecer efectos sinérgicos entre ellos que aceleran la progresión de ciertos contaminantes (Morell & Hernandez, 2000). De acuerdo con (Custodio & Llamas, 1975), los procesos que intervienen en la formación, transporte, alcance o distancia de una pluma contaminante en las aguas subterráneas pueden ser por filtración mecánica, oxidación-reducción, adsorción y absorción, dilución o acción bioquímica.

6.9 Sistemas naturales para el tratamiento de AR

Existen dos grupos importantes de técnicas de tratamiento natural: los métodos de tratamiento mediante aplicación del agua sobre el terreno y los sistemas acuáticos (Moreno *et al*, 2003).

En los procesos anteriores, el efecto depurador se debe a las interacciones del agua, el suelo, las plantas, los microorganismos y la atmósfera donde se generan procesos físicos, químicos y biológicos para propiciar el tratamiento de AR. Diferentes niveles de tratamiento de AR ya sea municipales o industriales pueden ser alcanzadas dependiendo de las características de los suelos, de las AR y de las cargas hidráulicas aplicadas en los sistemas (Metcalf & Eddy, 1996.; Crities & Tchobanoglous, 1998.; Moreno, *et al* 2003).

Existe una amplia variedad de alternativas tecnológicas naturales para el tratamiento de ARD aplicables para las zonas rurales y suburbanas, con ventajas competitivas frente a las alternativas tecnológicas convencionales puesto que son ecológicos, de fácil manejo y de bajo costo (Burkhard *et al.*, 2000). Estos métodos son incluidos dentro de los denominados sistemas descentralizados, los cuales se caracterizan principalmente por la reducción de costos en el tratamiento puesto que se realiza in situ y no es necesario proveer al sistema de estructuras para transportar sólidos y ARD del proceso lejos del punto de generación (Crities & Tchobanoglous, 1998).

En la variedad de sistemas naturales para el tratamiento de AR se incluyen aplicación directa en el terreno con posibilidad de recarga artificial de acuíferos (Sharma & Kennedy, 2017), lagunas de estabilización, humedales construidos (artificiales) o naturales, acuicultivos y lagunas de algas, entre otros. Muchos han sido investigados en varias regiones del mundo, principalmente en países

desarrollados (Brix & Schierup, 1989; Zirschky & Reed, 1988; Reed *et al*, 1995). Las ventajas de uno sobre otro dependen de las condiciones propias de la zona donde se ubique el sistema, las características del residuo a tratar y el grado de aceptación de los usuarios.

6.10 Sistemas de tratamiento de AR sobre el suelo

En este tipo de tratamiento, el suelo cumple dos funciones. Por un lado, es el medio receptor de las AR evitando de esta manera el vertido a otros medios. Por otro lado, es el agente activo pues tanto en su superficie como en su interior se produce el proceso de depuración eliminando nutrientes, MO, microorganismos y otros componentes como metales pesados o microcontaminantes orgánicos (Moreno *et al*, 2003) en una acción conjunta con microorganismos y plantas por medio de una triple acción, física (filtración), química (intercambio iónico, precipitación y coprecipitación, fenómenos de óxido reducción) y biológica (degradación de la MO) .El método aplicado depende de las características del agua residual, de la topografía y disponibilidad de terreno, además de las propiedades del suelo (textura, estructura, capacidad de infiltración y de intercambio iónico (Romero, 2002).

Estos sistemas de tratamiento para las AR, constituyen una gran alternativa para el saneamiento *in situ* de ARD de pequeñas poblaciones, especialmente ubicadas en zonas rurales o de expansión urbana, puesto que, en estos contextos, el uso de los sistemas centralizados convencionales no son una alternativa competitiva en términos de costos, debido a la topografía y las largas distancias que debe recorrer el agua residual para su tratamiento. Adicionalmente, las condiciones del suelo y las regulaciones locales, entre otros factores, limitan el uso de los sistemas tradicionales de tratamiento (Brix & Arias, 2005; Heistad *et al.*, 2001) citados por (Jenssen P.D. *et al.*, 2010).

Hoy en día, la mayoría de sistemas de tratamiento descentralizados y “en el sitio” incluyen unidades operacionales que trabajan con el recurso suelo, especialmente el asociado a la recarga de acuíferos para conseguir una desinfección natural (Kadam *et al.*, 2008) tanto como para la remoción de carbono y MO, nitrógeno (Essandoh *et al.*, 2011) y fósforo (Eveborn *et al.*, 2012) puesto que dado sus características, el suelo aporta la matriz ideal para el desarrollo de diversas reacciones bioquímicas y es parte fundamental de los ciclos biogeoquímicos de los mencionados nutrientes.

Los sistemas de aplicación en el terreno abarcan los conocidos sistemas de infiltración in situ (campos, zanjas y trincheras de infiltración), sistemas de baja y alta tasa de aplicación y sistemas de flujo superficial. Estas tecnologías utilizan la ZNS para proveer una filtración directa del agua residual y su asimilación, o como medio de soporte para plantas que sirven para remoción de nutrientes y otro tipo de contaminantes.

Con excepción de los sistemas de aplicación de flujo superficial sobre el terreno, la fuente receptora final del vertimiento tratado lo constituyen las aguas subterráneas, por esta razón son denominados como métodos de "cero descargas". Los sistemas de flujo superficial utilizan suelos con muy baja permeabilidad, plantados con hierbas y arbustos. Sólo una pequeña parte del agua residual se infiltra y llega hasta las aguas subterráneas, por lo que es necesario contar con una estructura de colección del residuo tratado. Según (Romero, 2002) los objetivos del tratamiento de AR sobre el terreno son:

- Remover constituyentes objetables del agua residual
- Lograr el crecimiento de cultivos, pastos y bosques
- Recuperar suelos áridos, erosionados o deteriorados
- Recargar aguas subterráneas
- Recircular nutrientes
- Prevenir la contaminación de fuentes receptoras
- Preservar y aumentar zonas verdes

6.10.1 Métodos de aplicación sobre el suelo

Los métodos principales de aplicación sobre el suelo son: tasa lenta (irrigación), infiltración rápida o de infiltración percolación y escorrentía superficial Figura 2.

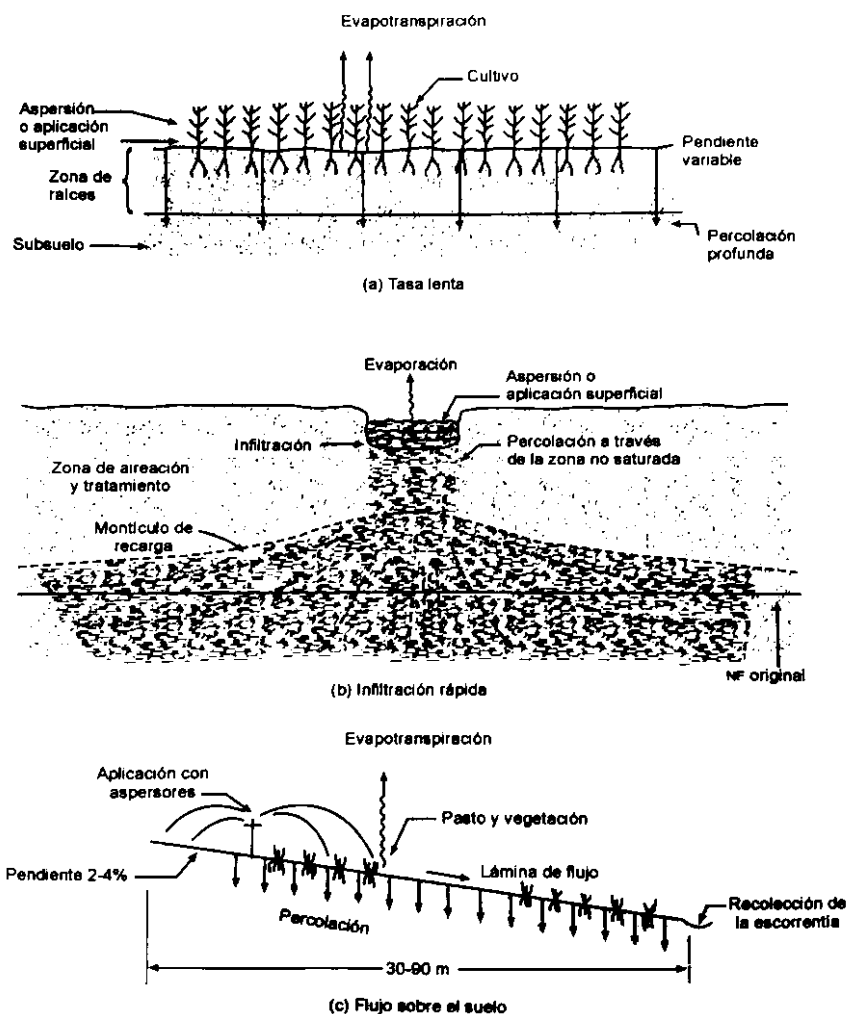


Figura 2. Métodos de aplicación sobre el suelo

Fuente: Romero (2002)

La infiltración rápida, tecnología empleada en el presente estudio, es un método de inundación del suelo, seguida de una infiltración rápida a través del subsuelo. Los objetivos del sistema pueden incluir la recarga de acuíferos, el tratamiento natural seguido de la extracción por bombeo o por drenaje para su recuperación y el tratamiento natural con agua renovada que se desplaza vertical y lateralmente en el suelo recargando una corriente de agua superficial (Romero, 2002.; Álvarez *et al*, 2002). Este sistema de depuración se aplica principalmente en poblaciones menores de 5000 habitantes (Mantecón *et al*, 2001). Los criterios para la selección adecuada del método de aplicación en el suelo, se describen en la Tabla 4 y Tabla 5.

Tabla 4. Características de los sistemas de tratamiento de ARD en el suelo

Característica	Tasa lenta	Infiltración rápida	Escorrentía superficial
Técnicas de aplicación	Aspersión o superficial	Aspersión o superficial	Aspersión o superficial
Tasa de aplicación (m/año)	0,5 - 6	6 -125	30 - 60
Tasa de aplicación típica (m/año)	1,5	30	9
Área requerida (ha)	22 - 226	1-22	10-44
Carga hidráulica m ³ / (m ² /d)	60 - 600	4 - 60	6 - 48
Carga hidráulica típica m ² / (m ³ /d)	240	12	40
Carga de DBO ₅ (Kg/ha/año)	370 - 1830	8000 - 46000	2000 – 7500
Pretratamiento requerido	Sedimentación primaria	Sedimentación primaria	Desbaste y desarenado
Eliminación del agua residual aplicada	Evapotranspiración y percolación	Principalmente percolación	Escurrimiento superficial, EVP y algo de percolación
Necesidad de vegetación	Requerida	Opcional	Requerida
Restricciones climáticas	Almacenamiento en tiempo frío y para la precipitación	Ninguna (modificado tiempo frío)	Almacenamiento o en frío

Fuente: Romero, (2002).

Tabla 5. Características de los suelos

Característica	Tasa lenta	Infiltración rápida	Escorrentía superficial
Permeabilidad	Lenta a no muy rápida	Rápida (arenas, arenas limosas)	Lenta (arcillas, limos, suelos con barreras impermeables)
Permeabilidad del suelo (cm/h)	0,2 - 50	>5	<0,5
Profundidad del nivel freático (m)	>0,6	>3, se aceptan profundidades menores si existen sistemas de drenaje	<0,5
Pendiente	< 15 al 20% en terrenos Cultivados, < al 40% en terrenos no cultivados	No es crítica, < 10% para minimizar costos de movimiento de tierra	2 – 8 %

Fuente: Romero, (2002).

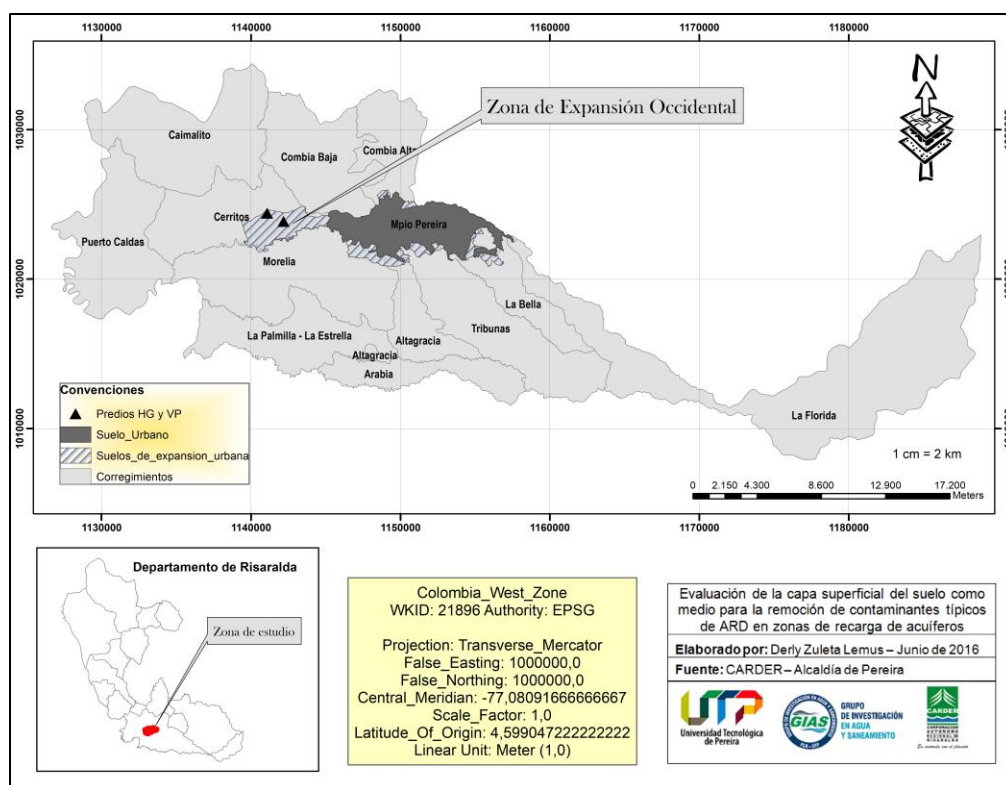
7. Materiales y métodos

7.1 Descripción del experimento

El enfoque metodológico a partir del cual se desarrolló la investigación se describe a continuación

7.1.1 Localización de la zona de estudio

Los suelos estudiados fueron seleccionados de la Zona de Expansión Occidental de Pereira ZOEX, ubicada en el Corregimiento de Cerritos. La ZOEX Tiene una extensión total de 898,19 ha que ocupan el 23% del corregimiento (Figura 3), cuenta con una climatología de Tipo Bosque Húmedo Pre-montano, con una temperatura promedio anual de 22°C y una precipitación bimodal con dos periodos húmedos (marzo-abril-mayo y septiembre-octubre-noviembre) y dos periodos secos (diciembre-enero-febrero y junio-julio-agosto), se registra para la zona una precipitación media anual de 2300 mm/año (CARDER, 2007; IDEAM, 2013, Alcaldía de Pereira, 2016).



7.1.2 Obtención de columnas de suelo inalteradas

Los criterios de selección consistieron en facilidad para acceder a los predios, aprovechamiento de aguas subterráneas por medio de pozos profundos y/o aljibes y aceptación de los dueños para realizar las actividades de extracción. Los perfiles de suelo fueron extraídos en dos lugares diferentes dentro de la zona de estudio (Figura 3). El primero fue “La Hacienda Galicia (HG)”, ubicada en las coordenadas N 4°48'34,5" W 75°47'45.8" y el segundo fue “El Vivero Pavas (VP)” con coordenadas N 4°49'1.00 " W 75°48'27.51". Se obtuvieron de cada predio 2 columnas de suelo inalterado en tubos de PVC de 8" y 1,0 m de longitud 0,5 m de suelo y 0,5 m de borde libre (Fotografía 1 Fotografía 2 y Fotografía 3).



Fotografía 1. Adecuación del sitio



Fotografía 2. Llenado de la columna



Fotografía 3. Columna de suelo inalterada

7.1.3 Características fisicoquímicas de los suelos

En cada predio se tomó una muestra de suelo para el análisis completo de sus características físico-químicas (Tabla 6) realizados en el Laboratorio de Análisis de Suelos y Foliare de la UTP.

Tabla 6. Parámetros físico-químicos de los suelos

Parámetro	Método
pH	Potenciométrico en agua (1:1)
Materia Orgánica (MO)	Walkley Black Fotométrico
Fosforo (P)	Bray II fotométrico
Bases (Ca, Na, Mg, K)	Acetato de amonio. Absorción atómica
Aluminio (Al)	Extracción KCl volumetría
Menores (Fe, Mn, Zn, Cu)	Acetato de amonio + EDTA. Absorción atómica
Boro (Br)	Extracción con Fosfato monocálcico. Azometina H. Fotométrico
Azufre (s)	Extracción con Fosfato monocálcico. Turbidimétrico
Textura	Al tacto
solubles	Pasta satura con agua. Absorción atómica
Capacidad de intercambio catiónico (C.I.C)	Pasta satura con agua conductómetro
Conductividad Eléctrica (C.E)	Volumetría

7.1.4 Pruebas de infiltración

Se realizaron pruebas *in situ* para determinar la infiltración básica (valor de la capacidad de infiltración constante) de los suelos objeto de estudio, con el fin de estimar el potencial de agua infiltrado y/o escurrido. Dichas pruebas se realizaron con el método de infiltrómetros de anillos dobles, el cual controla el área de infiltración, asegura la dirección vertical de la lámina infiltrada y sus valores de capacidad real de infiltración pueden ser más precisos (Jiménez, 1992). Los datos de campo (lámina infiltrada y lámina acumulada) fueron procesados en hojas de cálculo de Excel y se determinó la curva de velocidad de infiltración y la velocidad de infiltración aplicando la ecuación teórica de Kostiakov cuyos resultados se presentan en el anexo 1.

Ecuación 1. Empírica de Kostiakov para determinación de la infiltración básica.

$$Lámina(t) = I_1 * t^{\alpha}$$

Dónde:

Lámina (t): Lámina infiltrada en un tiempo t (mm/h, mm/min).

I₁: Lámina infiltrada inicialmente (mm).

t: tiempo de infiltración transcurrido desde el inicio (h, min)

α : Constante que depende de las características del suelo.

Los valores de infiltración básica obtenidos de 31 mm/h y de 74 mm/h para los suelos de HG y VP respectivamente, permitieron clasificar cada suelo con base en los criterios establecidos por (SSDS, 1993) (Tabla 7), arrojando para HG una denominación de infiltración moderadamente alta y para VP de alta.

Tabla 7. Clasificación de la infiltración básica del agua

Denominación	Rango (mm/h)
Muy alta	>360
Alta	36 - 360
Moderadamente alta	3.6 - 36
Moderadamente baja	0.36 - 3.6
Baja	0.036 - 0.36
Muy baja	<0.036

Fuente: SSDS, (1993)

7.1.5 Adecuación de unidades experimentales en la PTAR - UTP

Se adecuaron las 4 Unidades Experimentales – UE (columnas de suelo) en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales (PTAR) de la Universidad Tecnológica de Pereira (UTP), ubicada geográficamente en las coordenadas N 04° 47.798' W 075° 41.171'. Se utilizó como afluente de las UE, el ARD cruda de la PTAR de la UTP, y se implementó un sistema de alimentación manual mediante tres pulsos diarios distribuidos en el horario de 8 am, 12 m y 5 pm, de lunes a viernes. En cada UE se instaló un tubo en PVC para almacenar el volumen de agua requerido durante la alimentación (5 litros Carga alta y 2,5 litros carga baja). La conexión entre unidades y sistemas de alimentación se realizó con tubería de presión de ½ pulgada, válvulas y manguera (Figura 4).

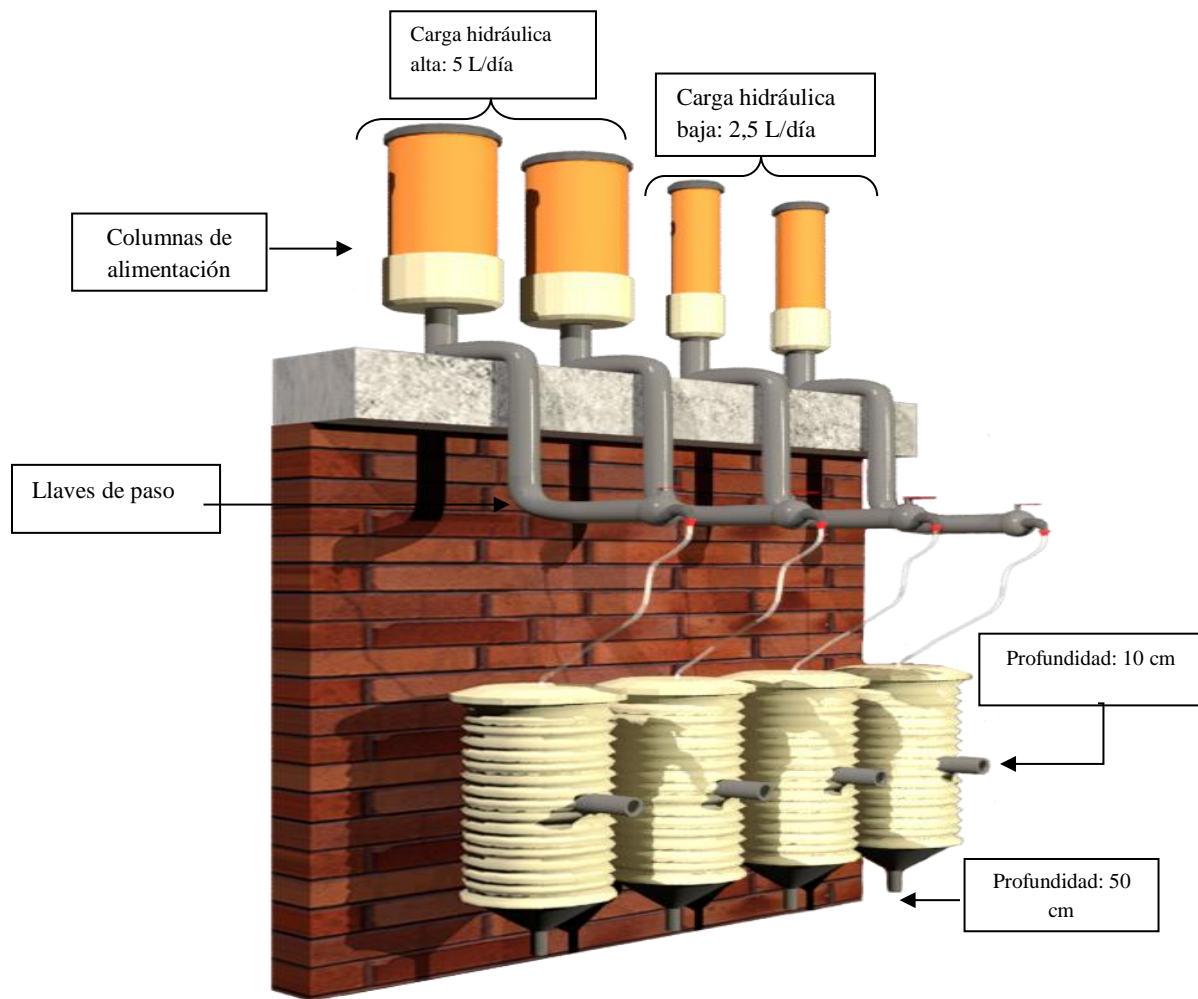


Figura 4. Esquema de las unidades experimentales
Fuente: Elaboración propia.

7.1.6 Definición de cargas hidráulicas y puntos de muestreo

Las cargas hidráulicas (alta y baja) se determinaron con base en los criterios de diseño para el método de infiltración rápida en el suelo, según Crites & Tchobanoglous (1998) con cargas comprendidas en un rango entre 0,015 m/d y 0,305 m/d. Teniendo en cuenta que la tasa de carga hidráulica es una expresión matemática de velocidad que relaciona el caudal de entrada con el área de un sistema de tratamiento, se empleó para su cálculo la Ecuación 2.

Ecuación 2. Cálculo de la carga hidráulica

$$CH = \frac{Q \text{ (m}^3/\text{d)}}{A \text{ (m}^2\text{)}}$$

En este caso, el área del sistema de tratamiento fue el área de la superficie de contacto entre el AR y el suelo contenido en un cilindro, que en valor numérico

equivale a 0,06823 m². Por tanto, con los volúmenes aplicados a las UE por día de 5 L y de 2,5 L, se calcularon las cargas que se describen a continuación:

$$\frac{0,005 \text{ m}^3/d}{0,06823 \text{ m}^2} = \mathbf{0,0733 \text{ m/d}}$$

$$\frac{0,0025 \text{ m}^3/d}{0,06823 \text{ m}^2} = \mathbf{0,0366 \text{ m/d}}$$

Los valores resultantes están contenidos en el rango de la tasa de carga hidráulica requerido, por lo cual se ajustaron al criterio de diseño. La definición de los puntos de muestreo (10 cm y 50 cm) se seleccionaron teniendo cuenta lo expresado por diversos autores, quienes argumentan que en la capa superficial del suelo se desarrollan los principales procesos de degradación de contaminantes puesto que en este nivel del suelo se encuentra la capa biológica activa, por lo tanto, con la investigación se quería verificar dicha argumentación evaluando el comportamiento de las UE en los puntos de muestreo indicados.

7.1.7 Programa de monitoreo

Se realizó monitoreo semanal de las UE durante tres meses entre febrero y abril de 2015, en total se evaluaron 13 semanas dado que la fase experimental se planteó para el primer semestre académico del año 2015, garantizando así concentraciones típicas del afluente. Se determinaron 8 puntos de muestreo, 4 a los 10 cm de altura en cada UE y 4 a los 50 cm. Adicionalmente se monitoreó el afluente de la planta de tratamiento en cada muestreo para determinar la remoción de los contaminantes estudiados.

Las muestras de agua fueron analizadas en el Laboratorio de Procesos Biológicos de la Facultad de Ciencias Ambientales de la UTP, aplicando los procedimientos del Standard Methods (APHA, 2005), con los métodos que se describen en la Tabla 8, excepto los parámetros de pH, Temperatura y Conductividad Eléctrica los cuales se midieron en campo y los Coliformes Fecales y Totales que se midieron el Laboratorio de Aguas y Alimentos.

Tabla 8. Evaluación de parámetros

Parámetros	Método Analítico
pH	Potenciométrico
Temperatura	Termómetro de Mercurio
Conductividad Eléctrica	Electrodo
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	Método Micro. Reflujo Cerrado 5220C

Parámetros	Método Analítico
Nitratos (N-NO ₃ -)	Método 10206-Método de Dimetilfenol, mediante el uso del set de reactivos TNTplus™ 835 (HACH COMPANY, 2005). Los resultados del test fueron medidos de 345 nm en el espectrofotómetro DR 2800 HACH
Nitritos (N-NO ₂ -)	Método 10207-Método de Diazotización, mediante el uso del set de reactivos TNTplus™ 839 (HACH COMPANY, 2008). Los resultados del test fueron medidos a 515 nm en el espectrofotómetro DR 2800 HACH
Nitrógeno Amoniacal (N-NH ₄)	Método 10031-Método del salicilato, mediante el uso del set de reactivos TNT plus™ 832 (HACH COMPANY, 2010). Los resultados del test se midieron a 694nm en el espectrofotómetro DR 2800 HACH.
Nitrógeno Total (N-T)	Método 10242-Método de digestión con persulfato, mediante el uso del set de reactivos TNTplus™ 880 (HACH COMPANY, 2009)
Coliformes Totales (UFC/ 100 ml)	Filtración por membrana – chromocult agar
Coliformes Fecales (UFC/100 ml)	Filtración por membrana – chromocult agar

Los rangos de medición para las técnicas analíticas de cuantificación de parámetros (DQO, NH₃-N, entre otros) se definieron basados en dos jornadas de caracterización del agua residual de la PTAR-UTP realizadas los días 23 de febrero y 04 de abril de 2013 (GIAS, 2013). Los resultados de las concentraciones de los Afluentes se presentan en la Tabla 9.

Tabla 9. Resumen de resultados de la caracterización del afluente de la PTAR-UTP.

Parámetro	23/02/2013		04/04/2013
	Afluente Jornada 1	Afluente Jornada 2	Afluente Jornada 1
Caudal (L/s)	1,37	2,02	2,22
pH (Unidades)	8,41	8,43	8,5
Temperatura (°C)	21	21	23
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	320	366	297
DQO (mgO ₂ /L)	645	726	682
SST (mgSST/L)	199	296	174
Nitratos(mgNO ₃ ⁻ -N/L)	4,67	4,66	5,06
Nitritos(mgNO ₂ ⁻ -N/L)	<0,02	<0,02	<0,02
N Kjeldahl (mgNTK/L)	129	142	154
N-NH ₄ (mgNH ₃ -N/L)	107	118	105

Fuente: Adaptado de (GIAS, 2013).

7.2 Diseño experimental

Para el desarrollo de la investigación, se planteó un diseño experimental de tres factores con dos niveles cada uno, para un total de 8 combinaciones resultantes para el arreglo factorial 2^3 (Tabla 10). Los tratamientos resultantes se describen en la Tabla 11.

Tabla 10. Factores, Niveles y Tratamientos Resultantes para el Experimento

Factores	Niveles	Total niveles	Número de arreglos
Procedencia del suelo	VP – Vivero Pavas	2	2*2*2 = 8
	HG - Hacienda Galicia		
Carga Hidráulica (L/d)	2,5 Baja	2	
	5,0 -Alta		
Punto de muestreo (cm del borde superior de la columna de suelo)	10	2	
	50		

Tabla 11. Tratamientos resultantes

Tratamiento	Código Tratamiento	Procedencia del Suelo	Carga Hidráulica (L/d)	Punto de Muestreo (cm)
1	VPA10	Vivero Pavas	5,0	10
2	VPA50	Vivero Pavas	5,0	50
3	VPB10	Vivero Pavas	2,5	10
4	VPB50	Vivero Pavas	2,5	50
5	HGA10	Hacienda Galicia	5,0	10
6	HGA50	Hacienda Galicia	5,0	50
7	HGB10	Hacienda Galicia	2,5	10
8	HGB50	Hacienda Galicia	2,5	50

En adelante los niveles de los tratamientos, serán identificados sólo como VP y HG para procedencia del suelo, B y A para la carga hidráulica y 10 y 50 para el punto de muestreo. Los tratamientos fueron replicados 13 veces, de todo el bloque de 8 tratamientos, una vez por semana.

7.3 Modelo estadístico

De acuerdo con el diseño experimental, el modelo estadístico evaluado se conoce como Modelo Lineal Multifactorial Completo (Montgomery & Mongay, 2005), el cual matemáticamente se expresa como:

$$Y = \mu + P + CH + M + (PCH)_{ij} + (PM)_{ik} + (CHM)_{jk} + (PCHM)_{ijk} + \xi_{ijk}$$

Donde:

Y: % Remoción Concentraciones (DQO, N-NH₄, N-T) obtenida en cada observación

μ : Promedio de % Remoción Concentraciones

P: Procedencia del Suelo (zona geográfica de donde fue tomada la columna de suelo)

CH: Carga Hidráulica (L/d, aplicados de agua residual)

M: Punto de Muestreo (altura de toma de muestra en la columna)

(PCH)_{ij}: Interacción factores Procedencia del Suelo y Carga Hidráulica Aplicada.

(PM)_{ik}: Interacción factores Procedencia del Suelo y Punto de Muestreo

(CHM)_{jk}: Interacción factores Carga Hidráulica Aplicada y Punto de Muestreo

(PCHM)_{ijk}: Interacción entre los tres factores

ξ_{ijk} : Error

7.3.1 Hipótesis estadísticas

Las hipótesis estadísticas de la investigación se presentan en la Tabla 12.

Tabla 12. Hipótesis estadísticas de la investigación

Factor	Ho: Hipótesis Nula	Ha: Hipótesis alternativa
Hipótesis entre factores		
Procedencia del suelo	No hay diferencias significativas en la procedencia del suelo para la remoción de contaminantes. Ho: S1 = S2	Hay diferencias significativas en la procedencia del suelo para la remoción contaminantes. Ha: S1 ≠ S2
Carga Hidráulica	No hay diferencias significativas con respecto a la carga hidráulica aplicada para la remoción de contaminantes. Ho: CH-A = CH-B	Hay diferencias significativas con respecto a la carga hidráulica aplicada para la remoción de contaminantes. Ha: CH-A ≠ CH-B
Punto de muestreo	No hay diferencias significativas con respecto al punto de muestreo para la remoción de contaminantes. Ho: PM-1 = PM-2	Hay diferencias significativas con respecto al punto de muestreo para la remoción de contaminantes. Ha: PM-1 ≠ PM-2
Hipótesis interacciones entre factores		
Ho: Procedencia del suelo * Carga hidráulica* punto de muestreo = 0		Ha: Procedencia del suelo * Carga hidráulica* punto de muestreo ≠ 0

8. Resultados y discusión

8.1 Objetivo 1: Caracterización de los suelos de la zona de Expansión Occidental de Pereira

8.1.1 Geología y geomorfología

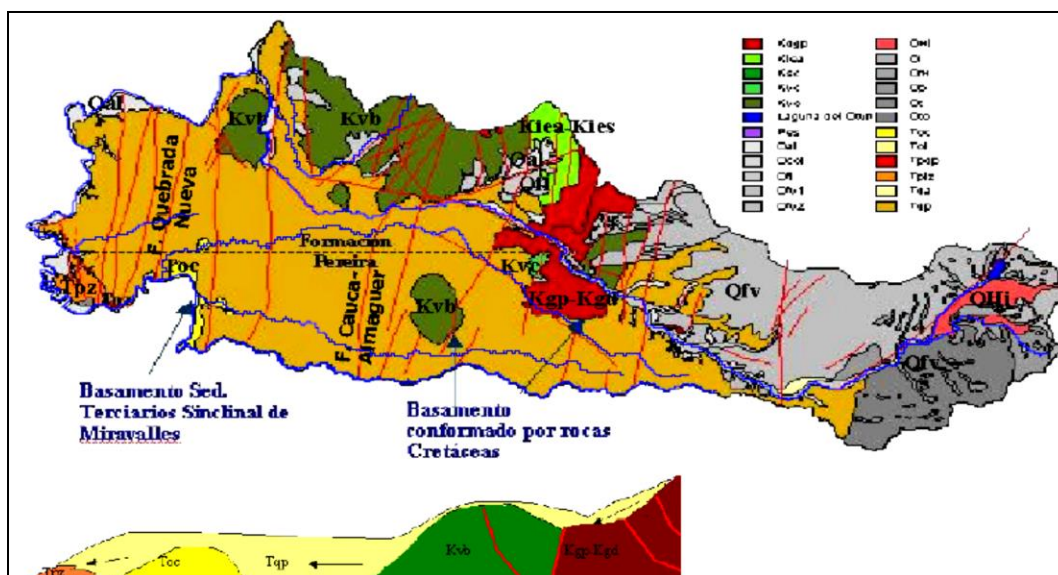
En el Municipio de Pereira afloran unidades litológicas que varían tanto en origen como en tiempo de formación, las cuales se dividen en unidades consolidadas y unidades no consolidadas (Tabla 13).

Tabla 13. Unidades litológicas municipio de Pereira

Clasificación de unidades	Unidades litológicas
Unidades no consolidadas	Depósitos Aluviales (Qar) Depósitos de lluvias Piroclásticas Depósitos de Flujos de lodo volcánico o "lahares"(Qfl)
Unidades consolidadas	Rocas sedimentarias: Formación Zarzal (Tplz) y Formación Cauca Superior- Miembro Cinta de Piedra (Tocp). Rocas Meta sedimentarias Rocas Ígneas: Materiales del Terciario superior hasta cuaternario medio (TQgp); Rocas volcánicas básicas (Kvb); Cinturón de Gabros de Pereira-Santa Rosa (Kgp)

Fuente: INGEOMINAS hoy SGC, (1993)

Como se observa en la Figura 5, la Zona de Expansión Occidental de Pereira está ubicada en la unidad geológica (Tqp). Se caracteriza por presentar depósitos no consolidados, cenizas volcánicas, flujo de lodo y depósitos de piedemonte, en su estratotipo está conformada por dos secuencias, la superior de cenizas volcánicas que pueden alcanzar espesores mayores a 35 metros y la inferior por depósitos fluviales y glacio-volcánico (INGEOMINAS, 1993; Arias, 2004). Esta unidad geológica se considera la de mayor interés hidrogeológico del sistema acuíferos de Pereira y Dosquebradas, puesto que cuenta con características que favorecen el transporte y acumulación de aguas subterráneas, además posee una gran extensión en área y espesores conocidos, en algunos casos, superiores a 300 m (Otálvaro *et al.*, 2009)



En el Municipio de Pereira los procesos de desarrollo geomorfológico han sido originados por la actividad del macizo volcánico Ruiz - Tolima, las glaciaciones, el tectonismo, la sismicidad, la meteorización, la erosión y los movimientos en masa. La zona de estudio se ubica en la unidad geomorfológica Abanico fluvio volcánico (Armenia-Pereira), constituido por montañas alargadas en sentido E-W, de cimas amplias semi llanas con laderas largas semi cóncavas y de pendientes altas.

8.1.2 Hidrogeología de la zona de estudio

Las unidades hidrogeológicas del sistema de acuíferos de Pereira y Dosquebradas, fueron clasificadas en dos grupos acorde con la leyenda hidrogeológica internacional del IAH (Struckmeier & Margat, 1995). Un primer grupo conformado por acuíferos en sedimentos con rocas y flujo esencialmente intergranular, clasificados en acuíferos de alta, moderada y baja productividad con base en la capacidad específica CE, propiedad hidráulica que determina la productividad del acuífero a partir del caudal (l/s) extraído por metro lineal de abatimiento (m) y un segundo grupo conformado por sedimentos y rocas con limitado a ningún recurso de agua subterránea (Otálvaro *et al.*, 2009).

La ZOEX se encuentra en el acuífero de la Formación Pereira (Tqp), como se observa en la Figura 6, esta unidad es de baja productividad encontrando valores de CE entre 0,5 y 1,0 lps/m. Otálvaro *et ál.* (2009) afirman que el espesor de esta unidad está controlado por las Formaciones Cartago (Toc) y Barroso (Kvb), las

cuales están afectadas por la tectónica de la zona, donde las fallas inversas producen levantamientos del basamento y cambios de espesor de la Formación Pereira, lo cual puede afectar el sistema de circulación de las aguas subterráneas.

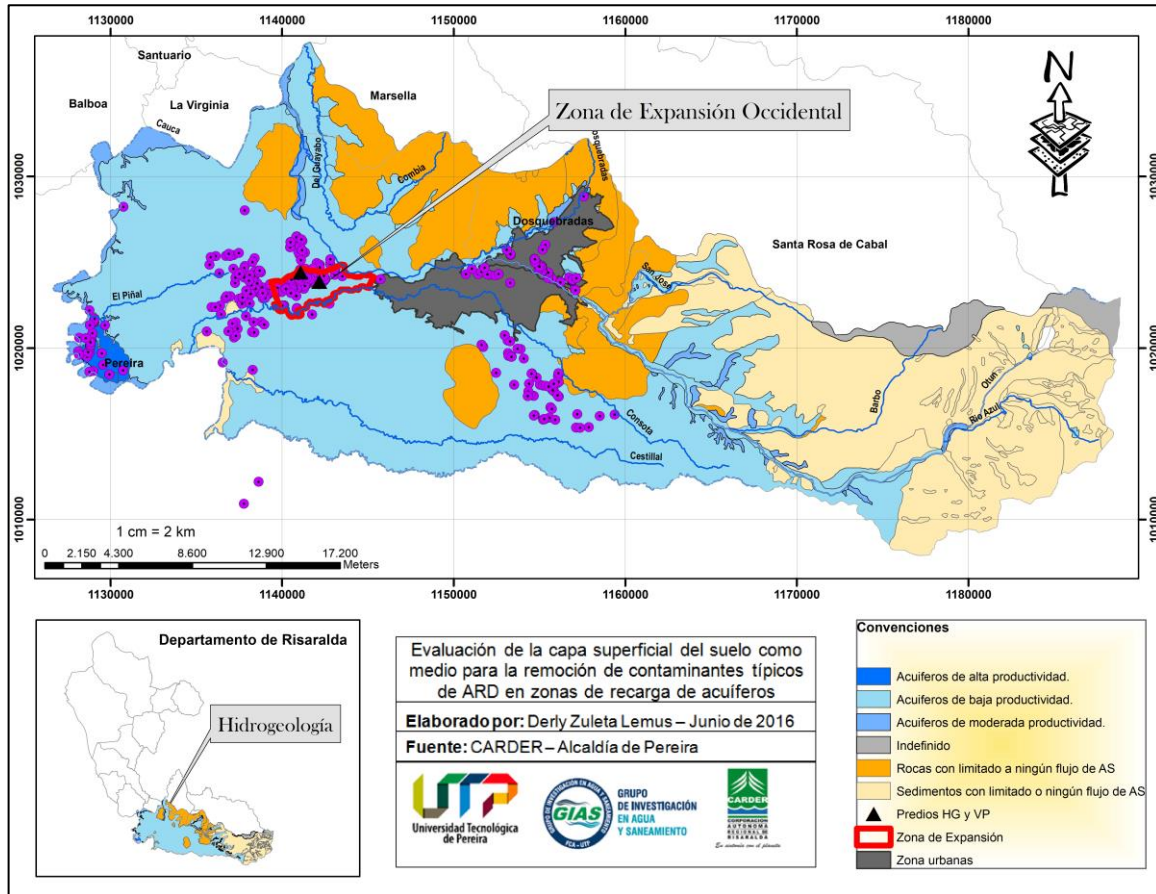


Figura 6. Mapa hidrogeológico sistema de acuíferos Pereira y Dosquebradas

Con base en la aplicación e integración de la información obtenida a partir de métodos geofísicos para la modelación del subsuelo, columnas estratigráficas levantadas en los pozos profundos de la zona, y sondeos eléctricos verticales, se definieron tres niveles de la Formación Pereira así: un primer nivel de suelo arcilloso color ocre, con espesores hasta 17 m y resistividades altas, un segundo nivel conformado en su gran mayoría por ceniza volcánica con espesores promedio de 30 metros, que pueden alcanzar valores hasta 120 m según los modelos magneto-gravimétricos y un tercer nivel donde predominan flujos de escombros, flujos piroclásticos, conglomerados y arena en matriz arcillo-arenosa, con profundidades variables, de acuerdo a la geología subyacente (Otálvaro *et al.*, 2009).

El agua subterránea contenida en el acuífero de la Formación Pereira, representa un recurso estratégico para la demanda actual y futura en toda la zona y principalmente en Cerritos donde se concentran en su gran mayoría los sistemas de captación (pozos y aljibes). Por su parte, en la zona de ZOEX, existe aprovechamiento de agua subterránea para suplir la demanda de diferentes usos (consumo humano y doméstico industrial, agropecuario y recreativo entre otros).

En el inventario de Puntos de Agua Subterránea- PAS realizado en el año 2012 y 2014 por la CARDER en alianza con la UTP, se identificaron 89 PAS en la zona de estudio, 86 aljibes y 3 pozos profundos, lo anterior indica que el recurso es estratégico en términos de demanda hacia este sector del municipio, dadas las considerables ventajas de explotación, facilidad de acceso y disminución de los costos en sistemas de conducción y tratamiento principalmente para las viviendas dispersas y los centros vacacionales (CARDER, 2007).

El corregimiento de Cerritos con una altitud de 1100 -1250 msnm, se encuentra en la zona de recarga del sistema de acuíferos de Pereira y Dosquebradas la cual fue identificada a través de la aplicación de técnicas isotópica, donde se estableció como principal mecanismo de recarga la infiltración de agua lluvia proveniente la precipitación registrada desde una altura teórica de 1500 msnm hasta un nivel base regional definido en el río Cauca, en este sentido en la zona de afloramiento del acuífero la recarga se da entre 1200 y 1500 msnm (Otálvaro DL., 2007).

La recarga potencial por precipitación del sistema de acuíferos de Pereira y Dosquebradas se calculó a partir de la aplicación del balance hídrico en la zona, tomando como referencia la información para alimentar la ecuación del balance hídrico de la subregión I del departamento (Pereira, Dosquebradas, Santa Rosa de Cabal y Marsella). Como se observa en la Figura 7, en la zona de estudio la recarga potencial por precipitación, es en su gran mayoría alta y media, lo cual favorece la recarga del acuífero (CARDER, 2007).

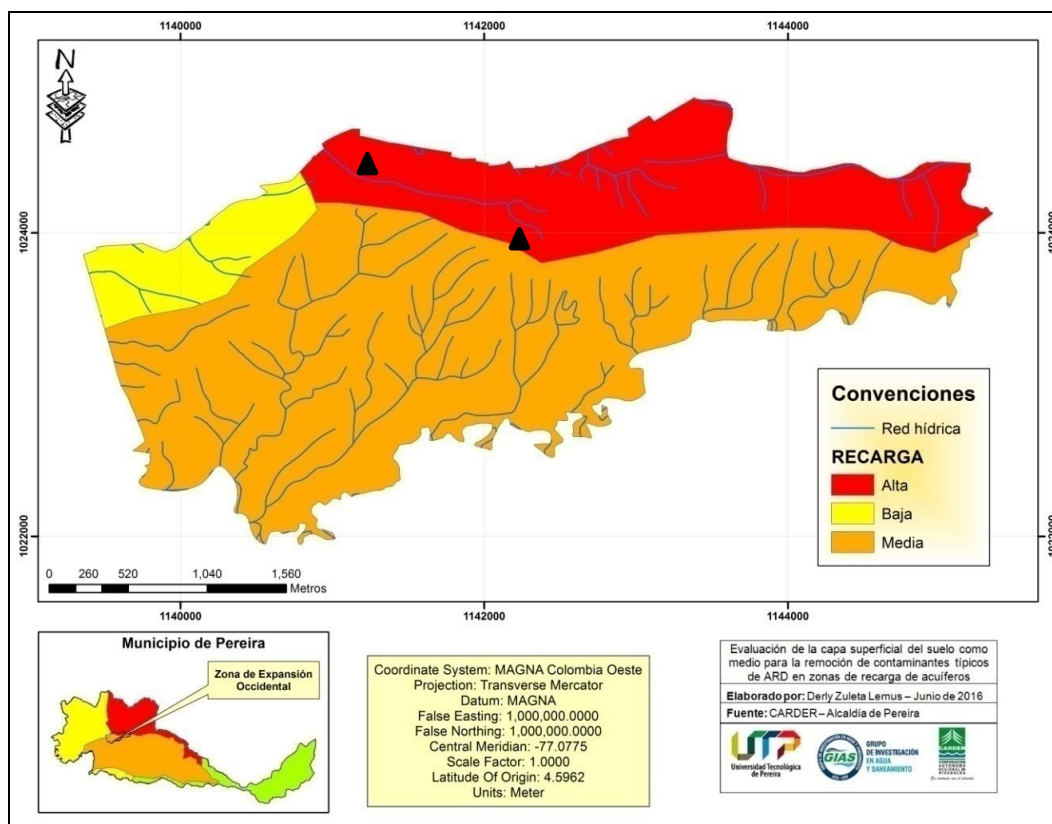


Figura 7. Recarga potencial en la ZOEX

Por su parte la vulnerabilidad a la contaminación en el sistema de acuíferos, fue determinada aplicando el modelo teórico GOD propuesto por Foster (1987), el cual es ampliamente probado en América Latina y el Caribe para la determinación de la vulnerabilidad a la contaminación en acuíferos (Ríos, 2006).

Para la aplicación de este método se consideraron tres parámetros básicos: grado de confinamiento hidráulico del acuífero, ocurrencia del sustrato suprayacente y distancia al nivel del agua subterránea, la información de base para la determinación de la vulnerabilidad se obtuvo a partir de información cartográfica de la zona, inventario de PAS y descripción litológica de unidades, con el procesamiento de la información se concluyó que en su gran mayoría la vulnerabilidad a la contaminación es media, incluyendo en esta categoría la ZOEX (CARDER, 2007).

8.1.3 Caracterización general de los suelos de la zona de estudio

La unidad cartográfica Asociación Cerritos–Pereira describe las características de los suelos objeto de estudio (Figura 8). Esta unidad pertenece a la zona colinada, ubicada principalmente en los alrededores del corregimiento de Cerritos; presenta un relieve ondulado y moderadamente disectado, con pendientes 3-7% en los lomos y 12 –25 % en las laderas. La erosión es ligera a moderada debido a fenómenos de solifluxión superficial de tipo terracetas.

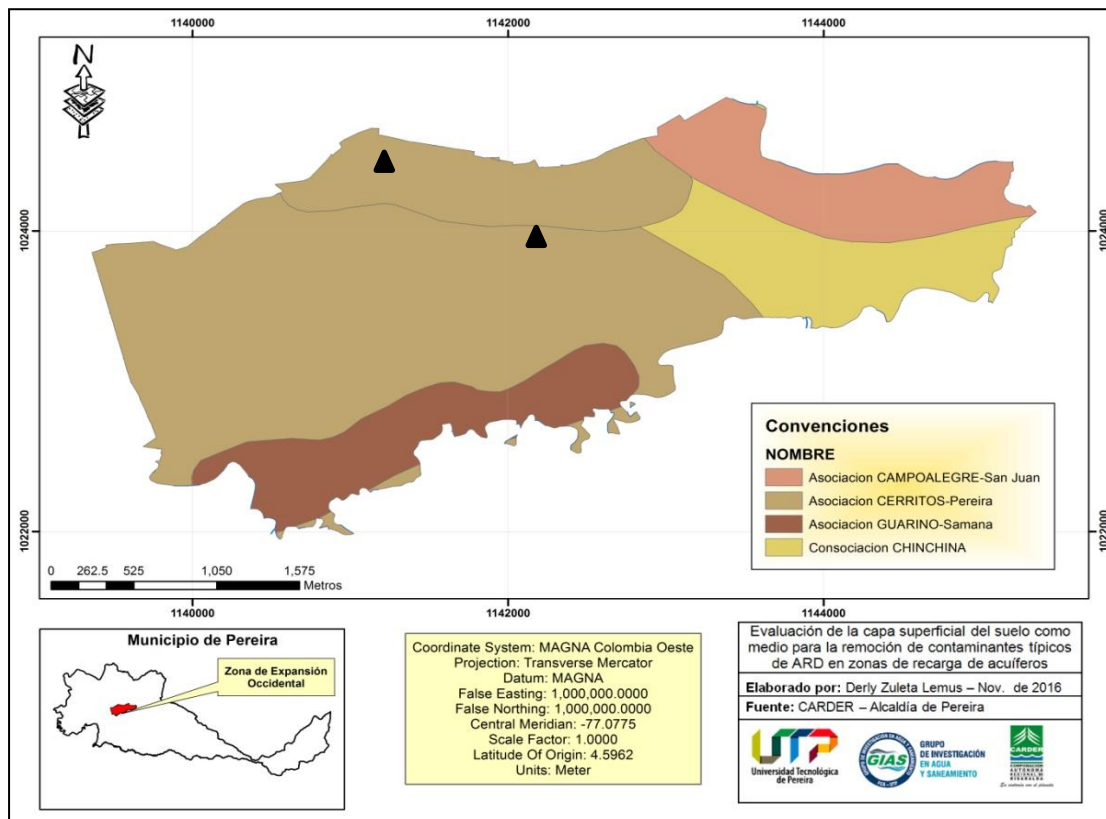


Figura 8. Mapa de suelos de la zona de estudio
Fuente: CARDER, 2002

La asociación está formada por dos conjuntos, el primero denominado Cerritos (TypicTropohumult) que abarca un 60% de la unidad cartográfica, ubicada en los lomos amplios de las colinas, se caracterizan en esta unidad suelos profundos, de colores pardo oscuro a pardo amarillento en profundidad, consistencia friable, bien drenados, de texturas finas y bien evolucionados, su perfil presenta una secuencia de horizontes A-Bt-C.

El segundo conjunto denominado Pereira (Andic Humitropept) abarca un 30% ubicados especialmente en las laderas, en términos generales son suelos profundos, bien drenados, de colores pardo a pardo amarillento, texturas finas,

consistencia friable y moderadamente evolucionados (Figura 9), en el 10 % restante se encuentran inclusiones de la unidad cartográfica Typic Dystrandep (Herrera *et al.*, 1988). A 50 cm o más, los suelos de esta asociación presentan un horizonte ligeramente endurecido.

Desde el punto de vista químico los dos conjuntos (Cerritos y Pereira) son similares, presentan reacción moderadamente ácida (pH de 5,5 - 6,3). La capacidad de intercambio catiónico CIC, varía de media a alta y la fertilidad de los suelos es alta. Difieren en la saturación de bases y en los contenidos de potasio, calcio y magnesio, puesto que en el conjunto Cerritos es media y en el conjunto Pereira es baja (Herrera *et al.*, 1988).

En los perfiles R-8 y R-11 de la asociación Cerritos –Pereira – (CP), la densidad aparente se encuentra en un rango entre 0,6 y 1,1 g/cm³, por su parte la densidad de partículas es de 2,2 g/cm³ en promedio. La porosidad total es clasificada como alta, mayor del 50%, sin embargo, la relación aire-agua se ve afectada por el predominio de microporos especialmente el perfil R-8 en el R-11 esta relación es menos acentuada especialmente en profundidad. La retención de humedad es alta en los dos perfiles, el mayor porcentaje de agua retenida se encuentra en los horizontes profundos.

La estructura es de bloques subangulares, moderada a débil en los primeros horizontes, en los profundos no hay estructura (masiva) esto trae como consecuencia que el drenaje interno sea lento.

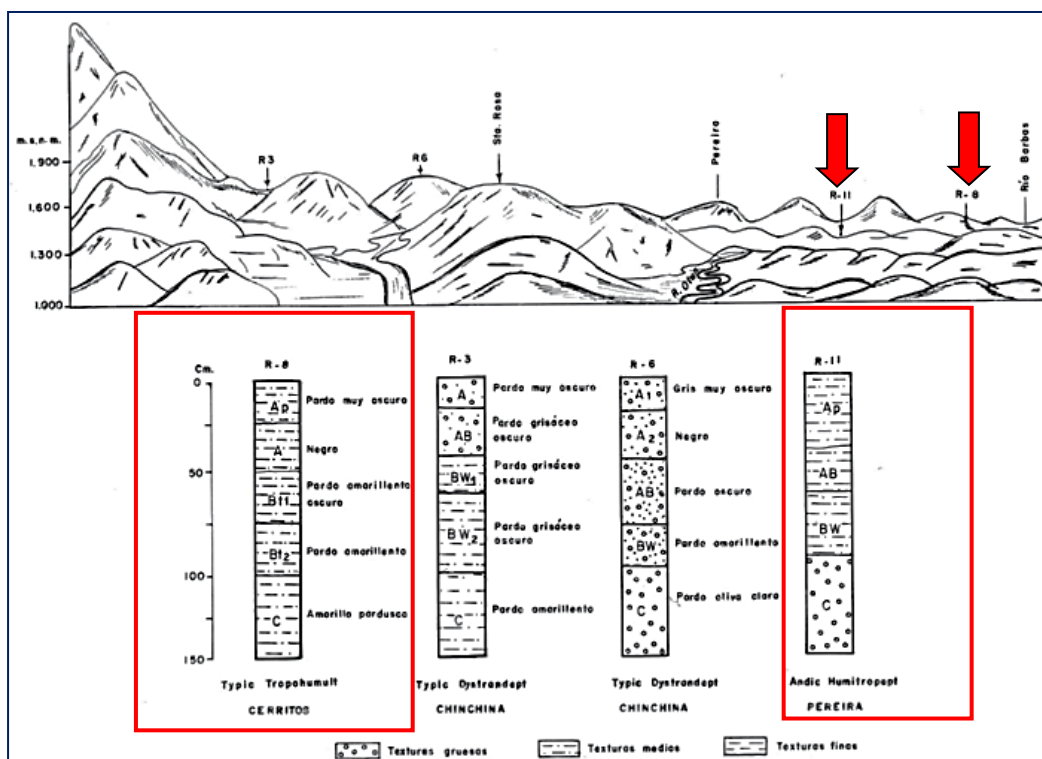


Figura 9. Diagrama de la morfología de los suelos en las colinas de piedemonte
Fuente: Herrera et al, (1988)

8.1.4 Caracterización físico química de los suelos estudiados

Tabla 14. Características fisicoquímicas de los conjuntos Cerritos y Pereira

Conjuntos y Taxonomía	Perfil	Nomenclatura Horizonte	Profundidad cm	Granulometría%				pH	C.I.C meq/ 100g	BT me/ 100g	ST%	CO%
				A	L	Ar	Textura					
Pereira Andic Humitropept	R-11	Ap	0-32	21	29	50	Ar	5,8	29,2	7,5	25,7	2,5
		AB	32-61	18	25	57	Ar	6,0	37,4	7,0	18,7	1,3
		Bw	61-97	20	33	47	Ar	6,0	25,1	6,1	24,3	0,6
		C	97-150	23	34	43	Ar	6,3	32,4	6,8	21,0	0,7
Cerritos TypicTropohumult	R-8	Ap	0-18	26	31	43	Ar	5,8	22,9	10,8	47,2	2,4
		Ap	18-38	23	29	48	Ar	5,5	31,1	10,0	32,2	2,4
		Bt1	38-65	16	25	59	Ar	6,0	35,3	10,6	30,0	1,1
		Bt2	65-100	21	33	46	Ar	6,0	34,0	10,0	29,4	0,7
		C	100-150	25	36	39	FAr	6,1	31,4	7,8	24,8	0,5

Fuente: Herrera et al, (1988)

Como se observa en la Tabla 14, en los suelos de la zona de estudio predominan suelos de textura arcillosa y pH moderadamente ácidos.

8.1.4.1 Interpretación de las propiedades físicas del suelo

En la Tabla 15 se muestran los resultados de las propiedades fisicoquímicas de los suelos estudiados. Según el análisis granulométrico de suelos, se obtuvo que el suelo de la HG posee una textura franca y el VP una textura arcillosa. Gómez (2015) encontró una textura arcillosa para el suelo de la HG y franca para el suelo del VP, contrario a los resultados de la presente investigación. En estudios realizados por Herrera *et al.* (1998), se argumenta que en los suelos de Pereira predominan texturas principalmente arcillosas, lo cual concuerda con la textura encontrada en el suelo de la VP, pero no con la textura del HG, donde se tiene un suelo franco, por lo tanto se asume para esta investigación una textura franco arcillosa para la HG. Dado que la diferencia en la clasificación de la textura puede estar relacionada con el método utilizado para determinar esta propiedad, el cual fue al tacto, este método puede variar dependiendo de quien realice el procedimiento. Sin embargo, el suelo franco también posee una proporción de arcilla en su composición.

La textura del suelo influye en propiedades como la densidad aparente, la porosidad y, por lo tanto, el movimiento y el almacenamiento de fluidos (agua y aire) en el suelo (Camacho *et al.*, 2017), jugando un rol fundamental en la determinación de las tasas de retención y transmisión del agua (Lenoir *et al.*, 2004).

Tabla 15. Propiedades fisicoquímicas suelos estudiados

Parámetro	Hacienda Galicia	Vivero Pavas
Textura	Franco	Arcilloso
Densidad aparente (Da) g/cm ³	1,18	1,03
Densidad relativa (Dr) g/cm ³	2,5	2,4
% Porosidad	53	57
Infiltración básica promedio mm/h	31,105	73,84
Retención Humedad 1/3 atm	30	39
Retención Humedad 15 atm	20	27
% M. O	1,9	4,3
C.I.C (meq/100g suelo)	3	8,1
pH	5,7	5,1
% N	0,1	0,2
% C	1,1	7,6
% Min (relación C/N)	11	15,2
K (meq/100g suelo)	0,04	2,28

Parámetro	Hacienda Galicia	Vivero Pavas
Ca (meq/100g suelo)	12	4,8
Mg meq/100g suelo)	2,6	2
Al meq/100g suelo)	***	0,3
P (ppm)	5	15
Fe (ppm)	133	305
Mn (ppm)	43	58
Zn (ppm)	8	7
Cu (ppm)	2	4
B (ppm)	0,01	0.12
S (ppm)	6	4
C.E mmhos /cm	0,124	0,171
(K:Ca:Mg)	1:299:64	01:02:01
Mg/K	64,3	0,9
Ca/Mg	4,7	2,4
Ca/K	299,3	2,1
Ca/(Mg+K)	4,6	1,1

El drenaje en suelos arcillosos generalmente es deficiente, por lo tanto se presenta encharcamiento y retención de agua y nutrientes, mientras que en suelos con mayor contenido de arena se dan tasas de infiltración más altas, por la presencia de macroporos que permiten la entrada de un mayor caudal. En este caso, se espera que el suelo de HG favorezca más la infiltración que el de VP. Así mismo, la textura puede determinar el contenido de MO de un suelo, siendo éste mayor en los suelos de grano fino que en los suelos de textura gruesa (García, 2009).

Se encontraron valores de densidad aparente (D_a) de 1,18 y 1,03 g/cm³ para la HG y VP respectivamente, estos valores difieren con lo encontrado por Gómez (2015) quien reporta en su estudio valores para los mismos suelos en rangos comprendidos entre 1,73 – 2,11 y 1,71 – 2,18 g/cm³ para la HG y VP respectivamente, los cuales son considerados muy altos teniendo en cuenta la textura del suelo. Cortés & Malagón (1984), argumentan que valores de D_a superiores a 1,3 g/cm³ son altos en suelos con textura fina, por su parte, Salamanca & Siavosh (2005) indican que, en suelos con estas características, la D_a varía entre 1,0 y 1,2 g/cm³, lo cual coincide con lo encontrado en los suelos estudiados. En general, se observa que el suelo arcilloso posee una D_a menor que el suelo franco, lo cual se explica por la mayor porosidad total que usualmente existe en los suelos arcillosos (Jaurixje *Et al*, 2013).

Según (Orjuela *et al.*, 2010) se tiene que, a mayor D_a , la velocidad de infiltración disminuye. Sin embargo, la D_a es un indicador muy general sobre las características físicas del suelo que no proporciona información sobre los tamaños

de poro, ni sobre las conexiones en el espacio poroso, aspectos que resultan esenciales para predecir los movimientos de agua en el suelo y los riesgos de degradación de su estructura (Rubio, 2010).

El resultado del porcentaje de porosidad de los suelos de HG y VP, con valores de 53% y 57% respectivamente, permiten clasificar esta característica como satisfactoria (Kaurichev, 1984; Jaramillo, 2002) facilitando la permeabilidad y por lo tanto el proceso de recarga del acuífero, sin embargo es importante considerar, que si en el suelo predominan los microporos, la infiltración será baja; éste tipo de poros puede estar relacionado con texturas finas y/o poco desarrollo estructural, así como con problemas de compactación los cuales inciden directamente en la Da y porosidad, puesto que al aumentar la Da, disminuyen los macroporos y aumentan los microporos (Klein & Libardi, 2002; Pritchett, 1986; Murray *et al.*, 2011).

Para los suelos de la zona de estudio Herrera *et al.*, (1988) encontraron una porosidad total alta mayor del 50%, consistente con lo encontrado en los suelos objeto de la investigación, sin embargo, reportaron una relación aire - agua afectada por el predominio de microporos. En síntesis se puede afirmar que el suelo del VP podría tener un porcentaje mayor de macroporos en relación con el suelo de HG, lo cual favorece el paso rápido y masivo del agua a través del suelo influyendo en otras propiedades como aireación, intercambio gaseoso, infiltración, drenaje y conductividad eléctrica lo cual explica el comportamiento de la infiltración en este suelo, donde la infiltración básica, fue de 73,84 mm/h, estando en el rango de infiltración alta (SSDS, 1993).

Por otro lado, en el suelo de la HG a partir de la Da, se puede aducir que en este suelo hay un predominio de microporos lo cual favorece el almacenamiento de agua y retención de humedad después de un evento de lluvia o disposición de un vertimiento puntual, sin embargo, es un suelo que presenta limitaciones para la infiltración, lo cual es consistente con el resultado obtenido 31.105 mm/h que permite clasificar esta propiedad como moderadamente alta (SSDS, 1993), esta característica puede generar excesos de agua superficial, lo cual representa una limitante para disponer vertimientos con miras a su tratamiento y posterior recarga del acuífero dado que se presentaría escorrentía superficial.

Del análisis anterior, se concluye que es importante conocer con certeza la textura del suelo, puesto que se relaciona directamente con otras propiedades físicas de este recurso. Por otro lado, además de conocer la Da y porosidad total, es necesario identificar el tamaño y distribución de poros en el suelo, puesto que la

proporción en la que se encuentran los diferentes tamaños de poros es la que controla las relaciones fundamentales entre las fases sólida - líquida - gaseosa del suelo, influyendo de manera significativa en características como drenaje, infiltración, almacenamiento de agua, aireación y temperatura, entre otras la cuales son fundamentales en el análisis de la interacción suelo-acuífero.

8.1.4.2 Interpretación de las propiedades químicas del suelo

De acuerdo con SSDS (1993), los suelos de la HG y VP se clasifican como moderadamente ácidos y fuertemente ácidos con valores de pH obtenidos de 5,7 y 5,1 respectivamente, los resultados coinciden con lo encontrado por Herrera *et al.* (1988); Henao (2001) y Cardona & Sadeghian (2005) quienes reportaron en sus investigaciones una tendencia ácida en los suelos de Risaralda y Quindío.

Existen varias fuentes que incrementan la acidez del suelo, una es la MO en estado de descomposición la cual libera moléculas de CO₂ que en contacto con el agua forma ácido carbónico incrementando la acidez, y por otro lado la utilización de fertilizantes amoniacales inciden de manera significativa puesto que el NH₄⁺ formado después de la hidrólisis de la urea, pasa por los mismos procesos de oxidación biológica, al igual que el NH₄⁺ de otras fuentes nitrogenadas, generando un exceso de H⁺ que acidifica el suelo (Lora, 1998; Espinoza & Molina, 1999; Aguilera, 2000). Lo anterior puede explicar la tendencia acida en los suelos estudiados, donde en el caso del suelo del VP el contenido de MO es mayor en comparación con la HG, mientras que la acidez de la HG puede ser causada por el uso del suelo, donde se tiene cultivo de café sin sombrero que depende en gran medida del uso de fertilizantes nitrogenados.

En los suelos estudiados se encontraron porcentajes de MO de 1,9% y 4,3% para HG y VP respectivamente, lo cual indica que en HG el contenido de MO es bajo y en VP es medio (ICA, 1992; Jaramillo, 2002). Dichos valores de MO como se mencionó anteriormente se relacionan con la textura del suelo, donde para suelos arcillosos, se espera un mayor contenido de MO, como fue el caso del VP.

La temperatura y la altitud inciden en el contenido de MO en el suelo, este disminuye drásticamente al incrementarse la temperatura en zonas ubicadas en bajos rangos altitudinales, debido a una mayor tasa de descomposición y mineralización de los residuos frescos que conlleva a la pérdida de MO en el suelo, por lo tanto los suelos del trópico poseen los menores tiempos de residencia de la MO debido a la mayor temperatura y precipitación, situación que explica, en parte,

los bajos contenidos de MO presentes en los suelos de clima cálido o medio como es el caso de los suelos de la zona de estudio (Jaramillo, 2002; López *et al.*, 2005).

Otro factor a partir del cual se puede explicar el contenido de MO en un suelo, es el uso, por ejemplo, un cambio de bosque a cultivo o pradera conlleva a la pérdida de MO y esta pérdida es mayor en las zonas más cálidas, con lo anterior se puede asociar los usos del suelo pasto manejado y café sin sombrero para HG y VP respectivamente con los bajos contenidos de MO encontrados.

“La MO del suelo, estimula diversos procesos fisiológicos y bioquímicos asociados con el metabolismo celular y atenúa la toxicidad de metales pesados y algunas sustancias orgánicas tóxicas” (Bonilla, 1998), además, la MO activa aporta al suelo agregación de partículas, buena infiltración, buena aireación y suministro de nutrientes (Instituto geográfico Agustín Codazzi, 2012).

Con base en lo anterior, se puede inferir que los suelos estudiados, presentan limitantes para la remoción de contaminantes de ARD, puesto que la MO es entre otras, la fuente de energía para los microorganismos que participan en los procesos de degradación, aumenta la capacidad de intercambio catiónico (CIC), incide indirectamente sobre el balance hídrico de los suelos y permite que mediante reacciones físico químicas se den procesos de adsorción de contaminantes, regulando y controlando la velocidad de ingreso a la zona saturada de los acuíferos.

La relación Carbono-Nitrógeno está directamente relacionada con la mineralización de la MO, en los suelos estudiados se obtuvieron valores de 11% para la HG y 15,2 % para el VP, porcentajes que clasifican esta relación como media para ambos casos (Kass, 1998), lo cual indica que hay un aporte de nutrientes en el suelo por efecto de descomposición de la MO (Kass, 1998).

En los suelos estudiados se encontraron valores de CIC de 3 y 8.1 meq /100 g para la HG y el VP respectivamente, lo cual indica que son suelos con Muy Bajo y Bajo CIC (Ortega, 1987). Los resultados difieren con lo reportado por Herrera *et al* (1988), quienes encontraron en los suelos de la zona de estudio valores Muy Altos de CIC superiores a 20 meq /100 g. La CIC de un suelo depende en gran medida del contenido de arcillas y MO, sin embargo, esta última es determinante puesto que, al aumentar su contenido debido a la humificación, se incrementa el número de grupos carboxilo (-COOH) y fenólicos (-OH) que pueden disociarse, adquiriendo cargas negativas y contribuyendo de esta forma a un incremento de la CIC (Jaramillo, 2002).

Chavarriaga (2012), indica que los valores de CIC, son más altos en la MO que en los coloides arcillosos del suelo, corroborando la relación dada por (SSL, 1995), quienes argumentan que 1 g de Carbono Orgánico (CO) principal constituyente de la MO, aporta entre 3 y 4 meq a la CIC. En suelos con baja CIC como los de HG y el VP, no se dan condiciones favorables para fijar y retener los cationes solubles, resultado de la mineralización de la MO y de la meteorización de los minerales del suelo, llevando a su pérdida por lixiviación, además tienen limitada capacidad para retener aniones, en especial fosfatos y sulfatos, permitiendo su precipitación y lavado (Chavarriaga, 2012).

Dadas las condiciones anteriores, en los suelos estudiados, se presentan limitantes para la disposición de ARD sin tratamiento, la baja CIC, afectaría el mecanismo de adsorción y absorción y por lo tanto muchos de los contaminantes podrían fácilmente alcanzar la zona saturada y contaminar el agua subterránea, la condición más crítica se presenta en el suelo de la HG, dadas sus características de bajo contenido de MO y Muy baja CIC, sin embargo el carácter arcilloso del suelo podría ser un factor relevante para la remoción.

Se obtuvieron valores bajos de Conductividad Eléctrica (CE) en ambos casos, HG (0,124 mmhos/cm) y VP (0,171 mmhos/cm); sin embargo, se espera que, a largo plazo estos valores incrementen con el vertimiento del ARD, dado que los elementos típicos contenidos en estos efluentes corresponden a elementos como Nitrógeno, Fósforo, Carbonatos y Cloruros, entre otros, los cuales generan una elevación en la salinidad del suelo. Cuando un suelo presenta altos contenidos de sales, puede generar un aumento de la proporción de Sodio, el cual es un elemento que afecta adversamente las propiedades físicas de este recurso, alterando las propiedades de los agregados y reduciendo la permeabilidad al agua y al aire, por este motivo es importante conocer la cantidad de Sodio presente en el suelo.

En términos generales los suelos tienen bajos contenidos de Fósforo, Boro y Azufre, además las relaciones Magnesio-Potasio y Calcio-Potasio presentan desbalance, lo que podría indicar deficiencia de algunos de estos cationes. Con respecto a los elementos menores Hierro, Manganeso, Zinc y Cobre, se tiene que los suelos presentan altos contenidos (Jaramillo, 2002).

8.2 Objetivo 2. Evaluación de las eficiencias de remoción de Nitrógeno y Materia orgánica en diferentes profundidades en columnas de suelo inalteradas a escala de laboratorio

8.2.1 Comportamiento de los parámetros de campo (pH, temperatura y conductividad)

En la Tabla 16 se presentan el resumen de los resultados obtenidos para los parámetros de campo medidos durante las semanas de evaluación y en el Anexo 2 se presentan los resultados de laboratorio obtenidos para los parámetros medidos en el estudio, incluidos los valores de las variables de respuesta (DQO, N-NH₄, N-T), y de las variables complementarias (Nitratos, nitritos, coliformes totales y fecales) variables determinadas en campo.

Tabla 16. Estadística descriptiva parámetros de campo

Parámetro de campo	N*	Valor	Tratamiento								
			Afluente	VP-A-10	VP-A-50	HG-A-10	HG-A-50	VP-B-10	VP-B-50	HG-B-10	HG-B-50
pH (Unidades)	13	Min	7,5	7,0	5,4	7,8	6,7	7,0	6,6	7,2	5,3
		Max.	8,5	8,0	8,3	8,5	8,5	7,9	7,5	8,3	7,7
		Promedio	8,1	7,5	6,8	7,9	7,4	7,5	7,0	7,8	7,1
		Desviación Estándar	0.31	0,30	0,68	0,19	0,51	0,30	0,24	0,36	0,61
Temperatura (°C)	13	Min	21,7	19,6	20,7	19,7	20,6	20,6	20,3	19,7	19,4
		Max.	26,2	26,2	26,1	25,9	25,7	25,7	25,6	26,0	25,9
		Promedio	23,1	22,5	22,4	22,4	22,5	22,5	22,4	22,1	22,3
		Desviación Estándar	1,3	1,6	1,6	1,5	1,6	1,6	1,5	1,7	1,8
Conductivida d (µS/cm)	13	Min	542	616	818	488	749	749	641	412	259
		Max.	1449	1516	1633	1538	1199	1151	1234	1633	1058
		Promedio	979	995	1049	994	980	959	968	959	847
		Desviación Estándar	307	301	298	332	154	140	196	394	257

Fuente: Elaboración propia. N* Numero de muestras

Como se observa en la Tabla 16, el pH en el afluente presentó una variación entre 7,5 y 8,5, con un valor promedio de 8.1, teniendo que el pH de los tratamientos presentó valores promedios inferiores en todos los casos. En la Figura 10 se presenta el comportamiento del pH en los tratamientos alimentados con carga hidráulica alta (5 L/d) y en la Figura 11 los tratamientos alimentados con carga hidráulica baja (2,5 l/d), donde se observa que en los sitios de muestreo a 50 cm se presentaron los valores más bajos y principalmente en el suelo del VP (Vivero Pavas), independiente de la carga hidráulica aplicada a los sistemas.

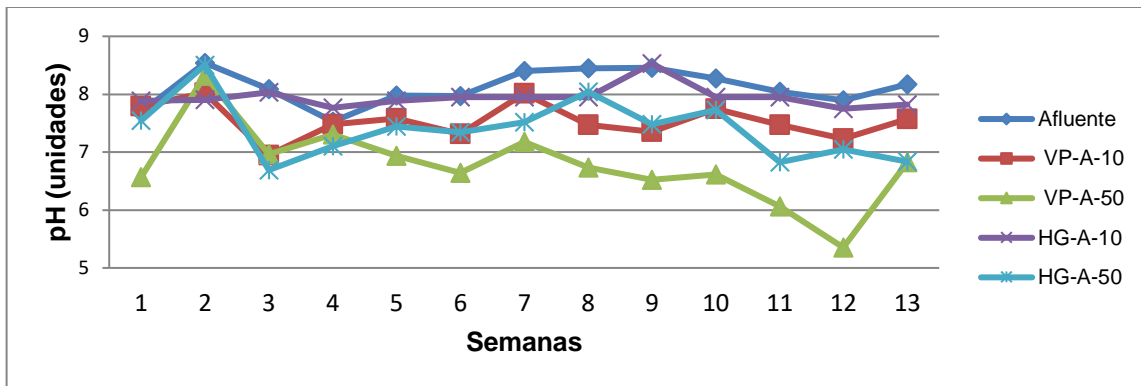


Figura 10. Comportamiento del pH sistemas alimentados carga hidráulica alta

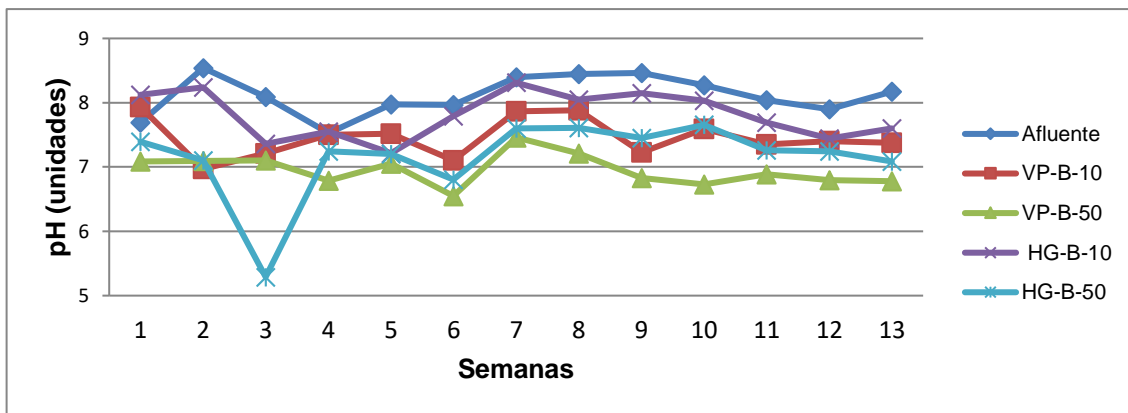


Figura 11. Comportamiento del pH sistemas alimentados carga hidráulica baja

Observando el comportamiento promedio del pH de los tratamientos objeto de estudio (Figura 12), cabe resaltar la influencia que ejerce la profundidad del suelo (punto de muestreo) sobre los valores del pH. Al comparar los datos obtenidos, se encontró valores más bajos de pH a una profundidad de 50 cm, lo cual demuestra que a medida que aumenta la profundidad del suelo, el pH disminuye. Este comportamiento está asociado con los procesos de nitrificación donde se liberan iones H^+ y se consumen grandes cantidades de alcalinidad (Vymazal, 2007; Paredes *et al.*, 2007; Yang *et al.*, 2016).

En el suelo del VP se registra una disminución significativa del pH con relación al afluente, en comparación con el suelo de la HG. Este comportamiento puede estar asociado con las características ácidas del medio, como se analizó en el ítem anterior, debido a que este suelo es clasificado como fuertemente ácido según análisis presentado en la sección 8.1.4.2.

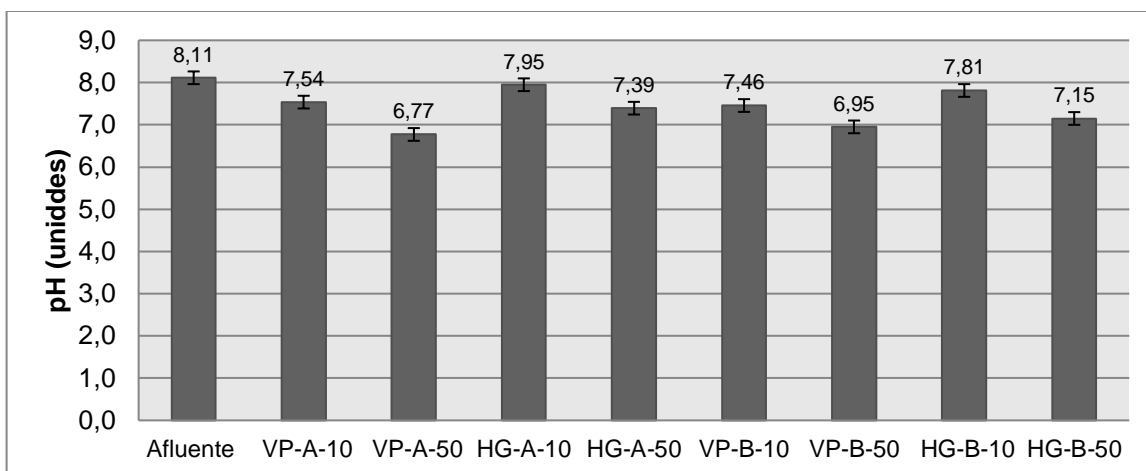


Figura 12. Comportamiento del pH promedio de los sistemas evaluados

Dadas las condiciones anteriores, es de esperarse que la remoción de amonio se dé principalmente a la profundidad de 50 cm puesto que, en este punto, el tiempo de retención de las columnas tanto como las características del mismo para proporcionar el intercambio catiónico entre otros, proporciona un mayor tiempo de interacción entre el agua y los microorganismos nitrificantes en un ambiente capaz de recuperar oxígeno gracias a la alimentación discontinua, haciendo óptimo el proceso de nitrificación y generando a su vez la acidez del suelo y los múltiples efectos sobre la salud ecosistémica que este conlleva (Robertson & Groffman, 2007).

Con relación a la temperatura, el afluente presentó una variación entre 21,7 y 26,2, con un valor promedio de 23,1, en tanto que las temperaturas de los tratamientos presentaron valores promedios inferiores en todos los casos, pero con una diferencia no mayor a 4°C. En la Figura 13, se observa el comportamiento de la temperatura en los tratamientos alimentados con carga hidráulica alta (5 L/d) y en la Figura 14 los tratamientos alimentados con carga hidráulica baja (2,5 l/d), donde se observa de manera general que el parámetro evaluado no presentó variaciones importantes en el efluente con respecto al afluente en ninguno de los tratamientos evaluados.

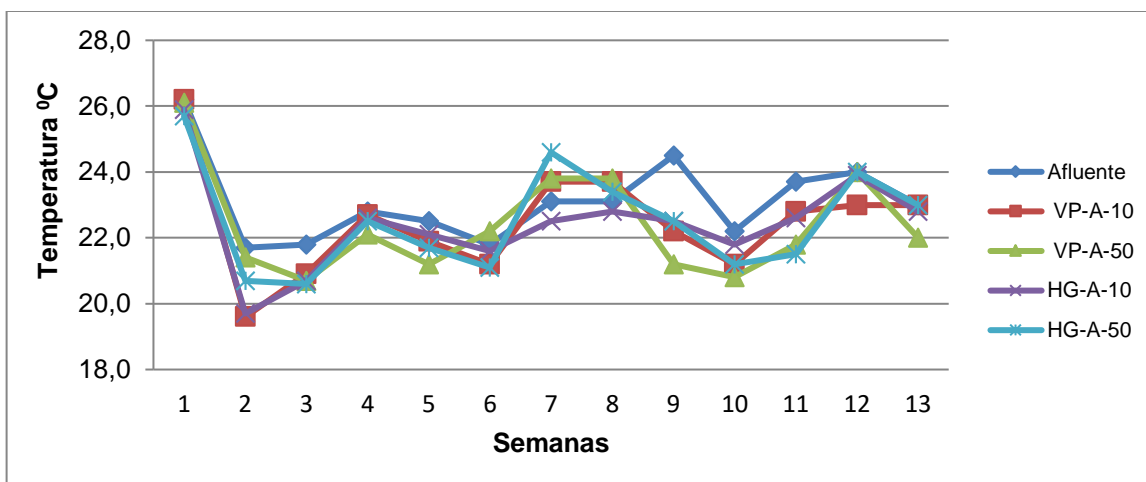


Figura 13. Comportamiento de la temperatura sistemas alimentados carga hidráulica alta

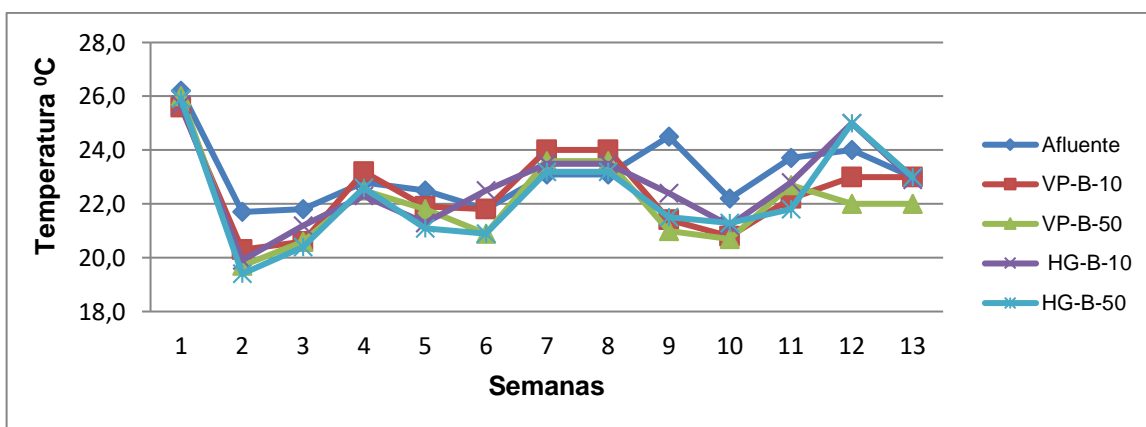


Figura 14. Comportamiento de la temperatura sistemas alimentados carga hidráulica baja

Teniendo en cuenta que durante las reacciones biológicas de degradación la temperatura es un parámetro importante dado que la actividad microbiológica se incrementa con temperaturas cercanas a los 25°C (Gerardi, 2002) a medida que la temperatura aumenta, la velocidad de degradación con la cual los microorganismos eliminan la MO se incrementa. Esto indica que los rangos de temperatura encontrados durante la investigación, son medianamente favorables para la degradación biológica de contaminantes orgánicos.

Por su parte, la nitrificación de NH_4^+ a NO_3^- en el suelo, ocurre preferentemente a temperaturas mayores a los 20°C, y la temperatura óptima es entre los 28-32 °C, la cual permite a los organismos involucrados en las transformaciones del nitrógeno, trabajar en condiciones normales. Lo anterior demuestra que en

general la respuesta de las diferentes configuraciones de los sistemas evaluados con respecto a la temperatura (Figura 15), favorece los procesos bioquímicos de nitrificación por encima del 50% de la velocidad óptima (Gerardi, 2002)

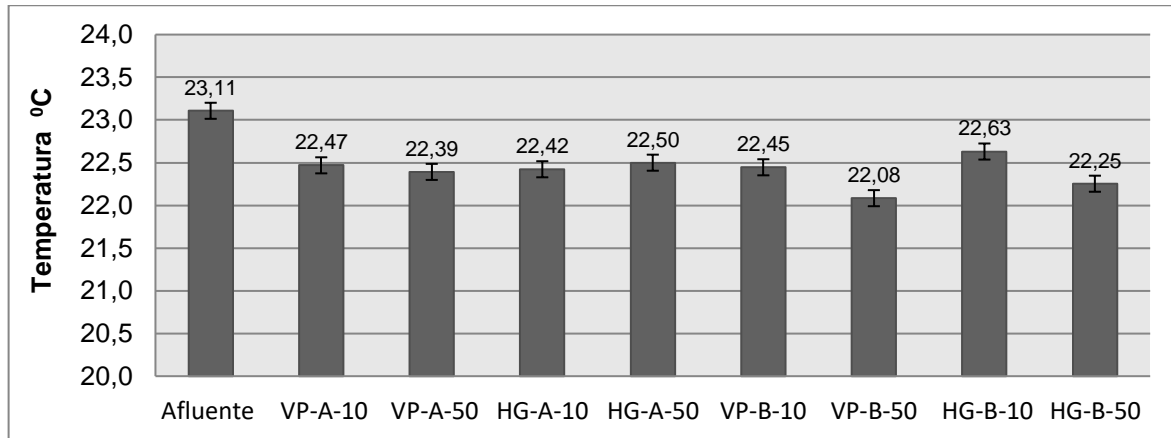


Figura 15. Comportamiento de la temperatura promedio de los sistemas evaluados

Para la conductividad eléctrica (CE), el afluente presentó una variación entre 542 y 1449 $\mu\text{S}/\text{cm}$, con un valor promedio de 979 $\mu\text{S}/\text{cm}$, arrojando valores promedio para cada tratamiento con una diferencia no mayor a 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

En la Figura 16, se observa el comportamiento de la CE en los tratamientos alimentados con carga hidráulica alta (5 L/d) y en la Figura 17 los tratamientos alimentados con carga hidráulica baja (2,5 l/d), donde se observa de manera general que el parámetro evaluado presentó leves variaciones en el efluente con respecto al afluente.

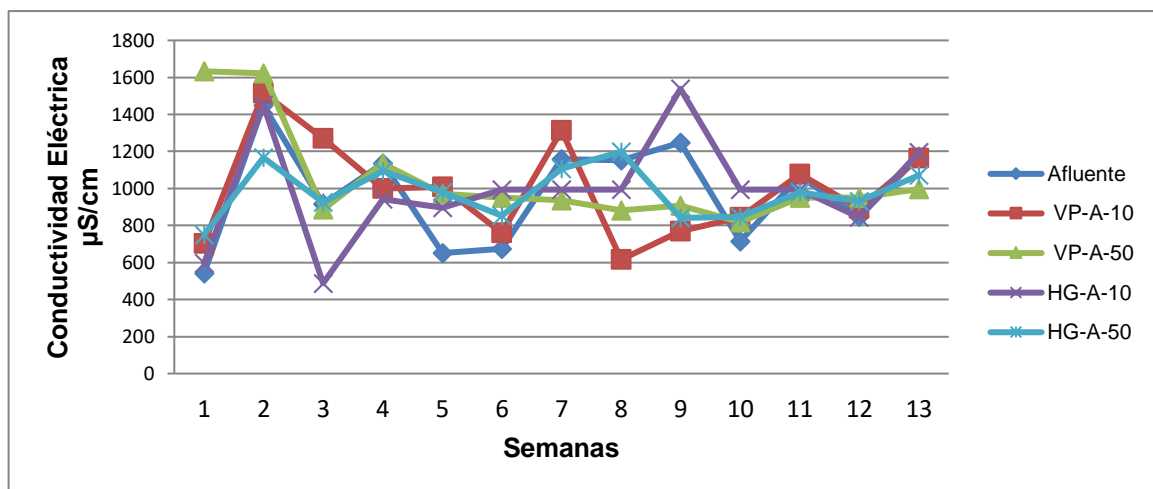


Figura 16. Comportamiento de la CE sistemas alimentados carga hidráulica alta

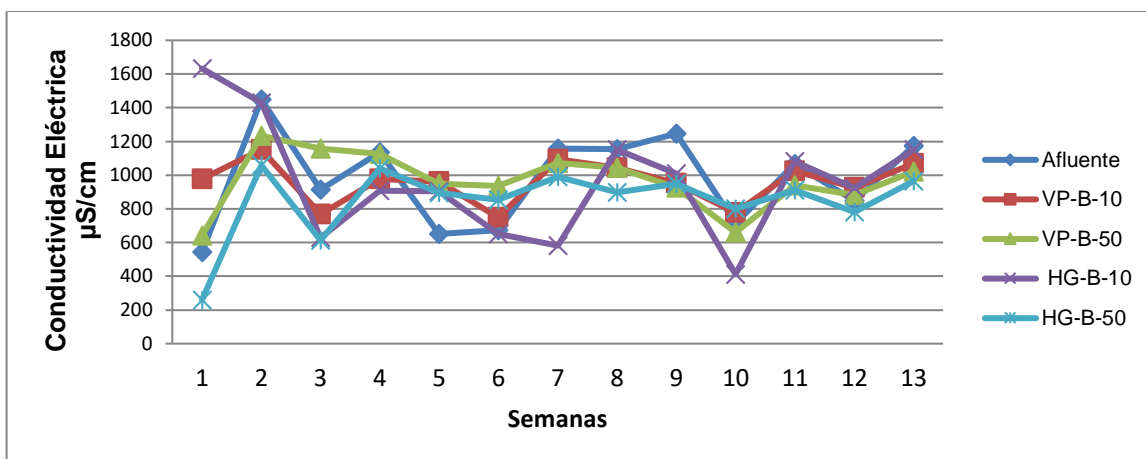


Figura 17. Comportamiento de la CE sistemas alimentados carga hidráulica baja

En la Figura 18 se presentan los valores medios para la CE, donde se obtuvieron valores levemente superiores en los sistemas alimentados con carga hidráulica alta con relación al afluente. Este comportamiento puede atribuirse al intercambio de iones disponibles desde la matriz de suelo al agua residual.

Para el caso de los sistemas alimentados con carga hidráulica baja, los valores medios de la CE estuvieron por debajo del valor del afluente, lo cual podría indicar que este parámetro se ve influenciado por el volumen de alimentación de los sistemas y un mayor tiempo de retención hidráulico. Los valores de CE obtenidos en los afluentes de los sistemas fueron menores a $4 \mu S.cm^{-1}$ Sumner (1995), indica que una CE igual o superior al valor de referencia es propia de suelos salinos, lo cual indica que el material filtrante no aporta salinidad al agua.

Con base en lo anterior, se podría mencionar que las características del suelo pueden ser favorables para el desarrollo de procesos biológicos que ayuden a la mineralización del nitrógeno presente en el afluente, puesto que altos índices de salinidad en los suelos han demostrado ejercer efectos adversos para las comunidades microbianas en el suelo y sus actividades relacionadas (Rietz & Haynes, 2003; Yuan *et al.*, 2007). Igualmente existe gran relación entre el pH, los procesos nitrificantes y el carácter salino de los suelos (Kyveryga *et al.*, 2004; Sardinha *et al.*, 2003).

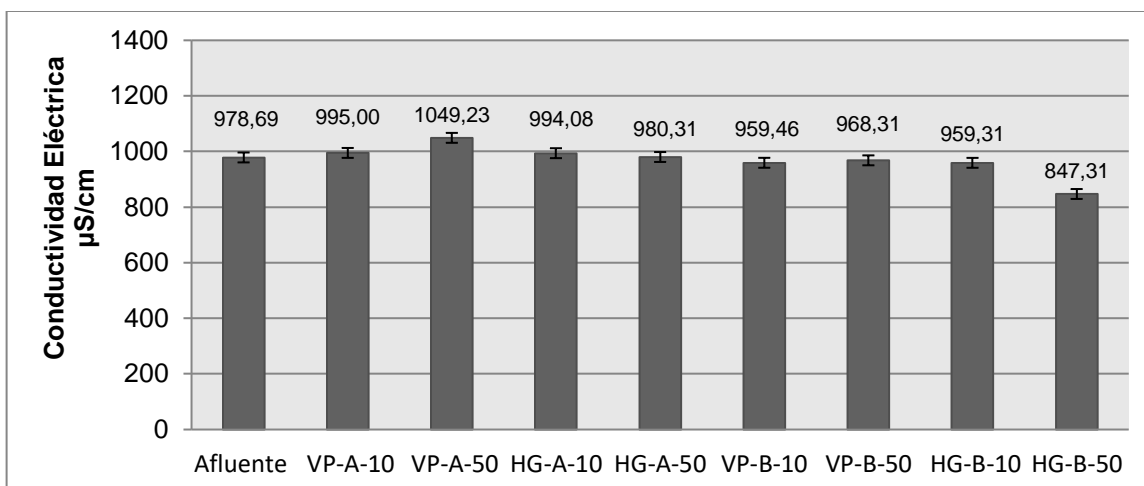


Figura 18. Comportamiento de la CE promedio de los sistemas evaluados

8.2.2 Análisis Estadístico para la remoción de contaminantes

Los tratamientos fueron evaluados de acuerdo con su capacidad para remover tres contaminantes típicos de ARD (DQO, N-NH₄ y N- NT) y las variables de respuesta fueron los porcentajes de remoción a partir de las cargas expresadas en g/m²d calculadas como la diferencia entre la carga inicial del afluente y efluente, dividida entre la carga del afluente y multiplicado por 100 como se presenta en el anexo 2.

Para verificar las hipótesis estadísticas planteadas (Tabla 12) se realizó el análisis de varianza (ANOVA) para cada parámetro medido, utilizando el programa estadístico SPSS (Statistical Package for Social Science) versión 20. El debido uso de las técnicas de análisis de varianza, implica conocer y comprobar anticipadamente algunos supuestos de los grupos de datos obtenidos (Mongay, 2005), de manera ideal debiera cumplirse, que los datos obtenidos durante la experimentación tengan distribución normal, sean homocedásticos (es decir con varianzas o dispersiones similares) e independientes.

La normalidad y la independencia deben cumplirse, para cada uno de los subgrupos formados por los niveles de los factores y la homocedasticidad u homogeneidad de varianzas, es una condición global para los subgrupos pertenecientes a un mismo factor, a fin de que sea viable las comparaciones entre niveles. En la Tabla 17 se presentan las hipótesis estadísticas para la comprobación de los supuestos y los resultados de las pruebas antes de la aplicación de las técnicas ANOVAS.

Tabla 17. Hipótesis Estadísticas y resultados de las pruebas para comprobación de supuestos con nivel de significancia $\alpha = 0,05$

Hipótesis	Normalidad	Homocedasticidad (Homogeneidad de Varianzas)	Independencia
Ho (Hipótesis Nula)	Los datos siguen una distribución normal para cada uno de los subgrupos formados por los niveles de cada uno de los factores.	Los datos son homocedásticos dentro de cada factor, (varianzas iguales), al comparar los subgrupos formados por cada uno los niveles.	Los datos son Independientes entre sí, (se comportan de manera aleatoria) para cada uno de los subgrupos formados por los niveles de cada uno de los factores.
Ha (Hipótesis Alterna)	Los datos provenientes de los subgrupos de los diferentes niveles de los factores, no siguen una distribución normal.	Los datos no son homocedásticos dentro de cada factor (varianzas diferentes), al comparar los subgrupos formados por cada uno los niveles.	Los datos no son, independientes, (no son aleatorios) para cada uno de los subgrupos formados por los niveles de cada uno de los factores.

VALORES DE SIGNIFICANCIA como P-Valores, (se usan variables respuestas DQO, N-Amoniaca y N-Total):
No se Rechaza Hipotesis Nula (Ho), si P-valor>0,05. Se acepta Hipotesis Alterna (Ha), Si P-Valor<0,05

FACTOR	Niveles	Número de datos N	% Remoción DQO			% Remoción N-Amoniaca			% Remoción N-Total		
			Prueba Normalidad, Kolmogorov-Smirnov	Prueba Independencia. Rachas, Estadístico Z Bilateral. Basado en la Moda	Homocedasticidad: Prueba de Levene, basada en la mediana	Prueba Normalidad, Kolmogorov-Smirnov	Prueba Independencia. Rachas, Estadístico Z Bilateral. Basado en la Moda	Homocedasticidad: Prueba de Levene, basada en la mediana	Prueba Normalidad, Kolmogorov-Smirnov	Prueba Independencia. Rachas, Estadístico Z Bilateral. Basado en la Moda	Homocedasticidad: Prueba de Levene, basada en la mediana
Procedencia del Suelo	VP	52	0,019 *	0,005 *	0,206	0,200	0,185	0,503	0,200	0,399	0,890
	HG	52	0,093	0,376		0,200	0,048 *		0,024 *	0,573	
Carga Hidráulica	Baja	52	0,200	0,278	0,747	0,200	0,847	0,333	0,004 *	0,213	0,992
	Alta	52	0,090	0,045 *		0,200	0,841		0,154	0,188	
Punto de Muestreo (cm del borde superior de las Columnas)	10	52	0,187	0,039 *	0,026 *	0,046 *	0,273	0,338	0,000 *	0,906	0,088
	50	52	0,035 *	0,188		0,200	0,691		0,200	0,841	

Los resultados de p-valores, marcados con asterisco, corresponden a valores de significancia $< 0,05$ que evidencian el alejamiento de la hipótesis nula, es decir se incumple el supuesto correspondiente. Como se observa la Tabla 17, comprobación supuestos, el alejamiento de la normalidad para los subgrupos formados por los diferentes niveles se presenta sobre todo para el N-T, no obstante para las otras dos variables de respuesta (DQO y N-NH₄), la mayoría de subgrupos cumplen con la normalidad.

Para el caso del supuesto de independencia, el alejamiento sólo es crítico para la DQO en el nivel VP de Procedencia del Suelo, para las demás variables respuestas y en los demás niveles de los factores se cumple el supuesto en la mayoría de casos.

En cuanto a la prueba de homocedasticidad, sólo hay incumplimiento para el factor Punto de Muestreo en la variable DQO.

No obstante, las pruebas ANOVA son bastante robustas frente al alejamiento de la normalidad y la falta de homocedasticidad sólo las afecta de manera crítica, cuando se trabajan modelos desequilibrados o incompletos, es decir donde no se ejecutan todas las combinaciones de tratamientos o cuando la cantidad de observaciones o celdas son diferentes para los diferentes niveles o sus combinaciones Montgomery (2005), y (Mongay, 2005). La falta de independencia afecta significativamente las pruebas ANOVA, no obstante para el caso de estudio el cumplimiento de la independencia se da en la gran mayoría de los subgrupos tratados.

Con base en lo anterior, es procedente el uso de las herramientas ANOVAS, dado que el cumplimiento de supuestos se da en la gran mayoría de pruebas y sobre todo en las pruebas de independencia y homocedasticidad que son las más relevantes. Con estas técnicas se pretende conocer si existe a un nivel de confianza del 95%, una igualdad en el efecto de los niveles de los factores sobre el porcentaje de remoción en las tres respuestas evaluadas, o si por el contrario existe algún factor relevante sobre el comportamiento de la remoción.

Todos los valores de los resultados obtenidos en las variables respuestas evaluadas durante las 13 semanas de corridas experimentales empleados en el análisis estadístico se presentan en el anexo 3.

De manera preliminar, antes de correr el modelo lineal multifactorial completo, se realizó un análisis por cada factor mediante el uso de ANOVAS individuales,

considerando cada uno de los tres factores en estudio como de influencia independiente sobre las tres variables de respuestas medidas. La hipótesis ANOVA y sus resultados se presentan en la Tabla 18, donde se muestran resaltadas en negrilla las casillas con valores de significancia $< 0,05$. Esto permite evidenciar la existencia de diferencias significativas en % de remoción , para la DQO y $N-NH_4$ en cuanto a los niveles del factor Punto de Muestreo y para el $N-NH_4$ también existe diferencia significativa, en cuanto a los niveles del Factor Procedencia del suelo.

De igual manera, no se evidencia diferencia significativa para las tres respuestas evaluadas en el factor Carga Hidráulica y en ninguno de los niveles de los tres factores experimentados, para la respuesta % de remoción de N-total, donde los p-valor $> 0,05$.

Tabla 18. Hipótesis ANOVA para cada factor, Nivel de Significancia $\alpha = 0,05$

Hipótesis	Sobre igualdad de medias definidas por cada subgrupo de los niveles dentro de cada factor.
Ho (Hipótesis Nula)	Las medias de los grupos que conforman los niveles para cada factor en estudio son iguales entre sí.
Ha (Hipótesis Alterna)	Las medias de los grupos que conforman los niveles para cada factor son diferentes entre sí.

VALORES DE SIGNIFICANCIA como P-Valores y Estadísticos F. (se usan variables respuestas DQO, N-NH₄ y N-T). No se Rechaza (Ho), si P-valor > 0,05. Se acepta (Ha), si P-valor < 0,05

FACTOR	Niveles-Comparados	Número de datos N	% Remoción DQO		% Remoción N-NH ₄		% Remoción N-T	
			Estadístico F	P-Valor	Estadístico F	P-Valor	Estadístico F	P-Valor
Procedencia del Suelo	VP	52	1,009	0,318	6,397	0,013	0,004	0,95
	HG	52						
Carga Hidráulica	Baja	52	1,670	0,199	0,843	0,361	0,077	0,782
	Alta	52						
Punto de Muestreo	10	52	30,334	0,000	65,973	0,000	0,865	0,354
	50	52						

Análisis Multifactorial de la Varianza.

El análisis del Modelo Lineal Multifactorial Completo, que pretende explicar de manera satisfactoria el comportamiento de la variabilidad en las tres respuestas o % de remoción propuestas, no sólo tiene en cuenta el posible efecto de los factores principales, sino también, el posible efecto de las interacciones de los tres factores en estudio. En la Tabla 19, se presentan las Hipótesis ANOVA Modelo Multifactorial, Nivel y en la Tabla 20 y Tabla 21 se registran los resultados obtenidos.

Tabla 19. Hipótesis ANOVA Modelo Multifactorial, Nivel de Significancia $\alpha = 0,05$

Hipótesis	Sobre La dependencia de la Variables Respuestas por los niveles de Los Factores y/o sus Interacciones.	Sobre las Intersecciones o Medias Generalizadas
Ho (Hipótesis Nula)	Las Variables Respuesta en % Remoción, no dependen de los grupos definidos por sus factores fijos (Procedencia del Suelo, Carga Hidráulica, Punto de Muestreo sus interacciones) y son iguales a lo largo de los grupos o combinaciones formadas de tratamientos.	Las medias generalizadas tomadas sobre la Variables Respuestas y medidas en % de Remoción, son iguales a Cero (0) es decir el Modelo propuesto presenta intersección Cero (0)
Ha (Hipótesis Alterna)	Existen diferencias en cuanto a las Variables Respuesta en % Remoción, a lo largo de los grupos o combinaciones establecidos por los factores fijos (Procedencia del Suelo, Carga Hidráulica, Punto de Muestreo y/o sus interacciones). Hay dependencia en las variables respuesta.	Las medias generalizadas tomadas sobre la Variables Respuestas y medidas en % de Remoción, son diferentes de Cero (0)

Tabla 20. Resultados ANOVA para Modelo Lineal Multifactorial % remoción de DQO.

Origen de La Variabilidad	Variable Dependiente o Respuesta : %Remoción de DQO. Nivel de Significancia $\alpha = 0,05$				
	DQO				
	Suma de cuadrados	Grados de Libertad gl	Media cuadrática	Estadístico F	Significancia
Modelo corregido	29986,8	7	4283,8	6,71	0,000
Intersección:(μ)	265276,5	1	265276,5	415,35	0,000
Procedencia del Suelo:(P)	893,9	1	893,9	1,40	0,240
Carga Hidráulica :(CH)	1470,8	1	1470,8	2,30	0,132
Punto de Muestreo:(M)	20928,0	1	20928,0	32,77	0,000
Procedencia×Carga Hidráulica:($P \times CH$)	406,1	1	406,1	0,64	0,427
Procedencia×Punto de Muestreo:($P \times M$)	4361,6	1	4361,6	6,83	0,010
Carga Hidráulica×Punto de Muestreo:($CH \times M$)	390,4	1	390,4	0,61	0,436
Procedencia del Suelo×Carga Hidráulica×Punto de Muestreo:($P \times CH \times M$)	1536,2	1	1536,2	2,41	0,124
Error	61312,9	96	638,7		
Total	356576,2	104			
Total corregida	91299,7	103			
R^2	0,328 ; (corregido = 0,279).				

Fuente: Programa estadístico SPSS, edición de resultados Análisis Factorial de la Varianza, Influencia sobre la variable respuesta % Remoción de DQO de los niveles de cada factor y sus Interacciones.

Tabla 21. Resultados ANOVA para Modelo Lineal Multifactorial. % Remoción de N-NH₄ y N-Total

Origen de La Variabilidad	Variable Dependiente o Respuesta : % Remoción de N-Amoniaco y N-Total. Nivel de Significancia $\alpha = 0,05$									
	N-AMONIAL					N-TOTAL				
	Suma de cuadrados	Grados de Libertad gl	Media cuadrática	Estadístico F	Significancia	Suma de cuadrados	Grados de Libertad gl	Media cuadrática	Estadístico F	Significancia
Modelo corregido	54878,7	7	7839,8	12,59	0,000	5517,6	7	788,2	1,07	0,387
Intersección:(μ)	149629,3	1	149629,3	240,35	0,000	6467,0	1	6467,0	8,80	0,004
Procedencia del Suelo:(P)	6765,2	1	6765,2	10,87	0,001	2,9	1	2,9	0,00	0,950
Carga Hidráulica :(CH)	939,6	1	939,6	1,51	0,222	57,2	1	57,2	0,08	0,781
Punto de Muestreo:(M)	45027,8	1	45027,8	72,33	0,000	639,5	1	639,5	0,87	0,353
Procedencia×Carga Hidráulica:(P×CH)	119,3	1	119,3	0,19	0,663	57,8	1	57,8	0,08	0,780
Procedencia×Punto de Muestreo:(P×M)	322,7	1	322,7	0,52	0,473	475,2	1	475,2	0,65	0,423
Carga Hidráulica×Punto de Muestreo:(CH × M)	47,9	1	47,9	0,08	0,782	4253,4	1	4253,4	5,79	0,018
Procedencia del Suelo×Carga Hidráulica×Punto de Muestreo:(P×CH×M)	1656,0	1	1656,0	2,66	0,106	31,6	1	31,6	0,04	0,836
Error	59765,8	96	622,6			70521,3	96	734,6		
Total	264273,8	104				82505,8	104			
Total corregida	114644,5	103				76038,9	103			
R ²	0,479 ; (corregido = 0,441).					0,073 ; (corregido = - 0,005).				

Fuente: Programa estadístico SPSS, edición de resultados Análisis Factorial de la Varianza, Influencia sobre la variable respuesta % Remoción de N-NH₄ y N-T de los niveles de cada factor y sus Interacciones.

De acuerdo con los resultados obtenidos en los modelos lineales multifactoriales, usando las tres variables respuestas y según las hipótesis planteadas, se puede evidenciar lo siguiente:

- a) Las significancias de los modelos que arrojaron valores $< 0,05$; fueron las variables DQO y N-NH_4 , lo cual es un indicativo que existe por lo menos una diferencia en los porcentajes de remoción de estas dos variables a lo largo de los grupos formados bien sea por cada nivel de los factores principales o por sus interacciones. Para la variable respuesta de N-NT , el valor de significancia del modelo fue 0,387, que resulta ser $> 0,05$; lo que indica la igualdad estadística de la variable respuesta a lo largo de los diferentes grupos formados.
- b) Como se había obtenido en el ANOVA unifactorial, el factor Punto de Muestreo con valor de significancia 0,00 es quien presenta la incidencia en las variables de respuesta porcentaje de remoción DQO y N-NH_4 , por lo tanto se presenta una diferencia significativa en sus porcentajes de remoción a favor del nivel de 50 cm, caso contrario con la variable respuesta porcentaje de remoción N-T que es igual a lo largo de todos los grupos dado que la significancia fue de 0,353, que resulta ser $> 0,05$.
- c) El ANOVA multifactorial muestra nuevamente que la Procedencia del Suelo es incidente sobre el porcentaje de remoción del N-NH_4 debido a los valores de significancia de 0,001, que resultan ser $< 0,05$.
- d) Para el porcentaje de remoción de DQO, la interacción Procedencia del suelo por Punto de Muestreo, resulta ser significativa debido al valor obtenido de 0,01 que resulta ser $< 0,05$; es decir, no es igual el comportamiento en el porcentaje de remoción en este parámetro, al estar presentes estos dos factores
- e) Si bien el modelo multifactorial para la variable respuesta porcentaje de remoción N-Total , con un valor de significancia de 0,387, demuestra que no existe diferencia estadística significativa generalizada a lo largo de los grupos principales de los factores o sus combinaciones, es notable mostrar que la interacción Carga Hidráulica por Punto de Muestreo, presenta un valor de significancia de 0,018 que resulta ser $< 0,05$, lo que significaría que las remociones en este parámetro se comportan algo diferentes al estar presentes los dos factores, disminuyendo al ir de la carga hidráulica baja a

la alta para el punto de muestreo de 50 cm y aumentando respectivamente con el punto de muestreo de 10 cm.

- f) No obstante la observación general más relevante es que los R^2 o coeficientes de determinación, que indican la adecuación de los modelos multifactoriales planteados, muestran que en general los modelos no son eficientes totalmente al interpretar la variabilidad en las respuestas debido a que se obtuvieron valores para R^2 menores a 0,5 y solamente la variable respuesta N-NH₄, posee un R^2 de 0,479 que resulta ser medianamente aceptable, por lo cual son de mayor relevancia las conclusiones obtenidas con los ANOVAs unifactoriales.

8.2.3 Remoción de Materia Orgánica (DQO)

Como se observa en la Tabla 22, el punto de muestreo (PM) resulto ser el factor determinante en los (%) porcentajes de remoción y carga removida (g/m²d), puesto que en todos los casos las eficiencias (%) de remoción presentaron valores medios > 55% en DQO para el PM a los 50 cm, por el contrario en el PM a 10 cm, las eficiencias estuvieron por debajo del 40 %, a excepción del tratamiento HGA10, lo cual es coherente con los resultados del análisis estadístico que no arrojó diferencias significativas en los niveles del factores Carga Hidráulica y Procedencia del Suelo.

Tabla 22. Remoción de DQO en los diferentes tratamientos

Tratamiento	Remoción DQO		Cargas removidas DQO (g m ² /d)	
	Media	DE	Media	DE
VP-A-10	23%	0,18	6,48	8,48
VP-A-50	76%	0,14	18,87	7,96
HG-A-10	53%	0,25	13,31	7,96
HG-A-50	64%	0,22	15,73	7,92
VP-B-10	31%	0,39	4,40	4,03
VP-B-50	61%	0,11	7,48	3,13
HG-B-10	38%	0,21	4,63	3,28
HG-B-50	57%	0,25	6,857	4,10

En la Figura 19 se observan los resultados en la eficiencia media de remoción en los diferentes tratamientos para la variable DQO.

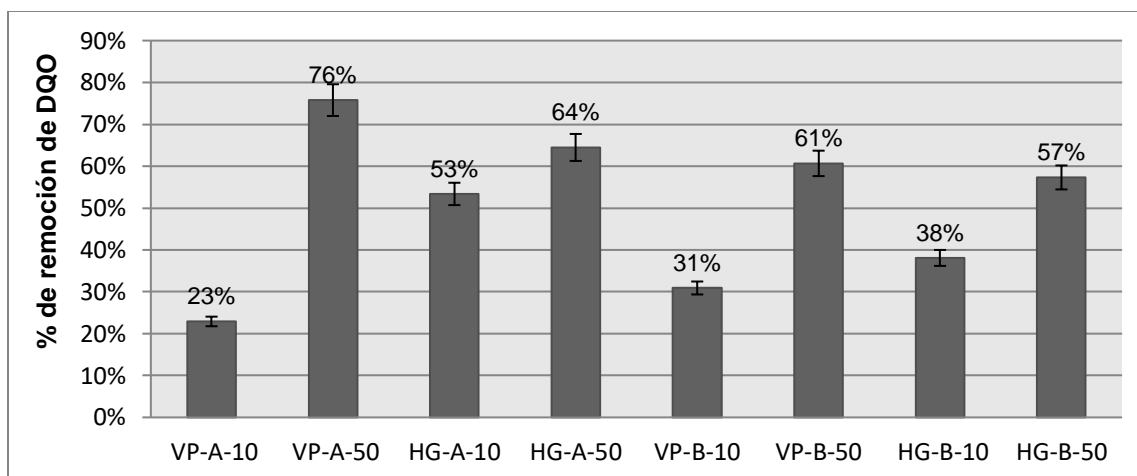


Figura 19. Eficiencias remoción media de DQO

Zhang *et al.* (2007), encontraron eficiencias de remoción de DQO para AR con pre-tratamiento de alrededor de 50,6 - 75,8%, en un experimento donde se utilizaron 4 trincheras de infiltración con profundidades de 0,5 y 0,3 m a escala real, siendo las eficiencias reportadas consistentes con los resultados de la presente investigación. La profundidad del suelo, es un factor determinante para la remoción de contaminantes, diferentes estudios (Rodgers *et al.*, 2004; Wang *et al.*, 2010) han demostrado que en la capa superior del suelo (0-20 cm) se logra eliminar el 59,1% de la DQO y a una profundidad de 20 – 40 cm se logran eficiencias de remoción de DQO de 66,7%. El valor reportado para una profundidad de 20 – 40 cm es cercano a las eficiencias encontradas a una profundidad de 50 cm (Figura 19). La remoción es rápida cerca de la interfase suelo / agua puesto que la MO y el oxígeno disuelto están en sus concentraciones más altas, lo que permite una alta actividad biológica y por ende un alto consumo de oxígeno (Fox *et al.*, 2006, Pan *et al.*, 2015; Muntau *et al.*, 2017).

En otros estudios, Latrach *et al.* (2018) alcanzaron en una sola columna con 65 cm de altura a pesar de tener lechos filtrantes variados de una multicapa de suelo, remociones de DQO de 81 % y Yang *et al.* (2016) encontraron eficiencias de remoción de DQO iguales a 81,1% para un sistema de infiltración subsuperficial de AR alimentado con una Carga Hidráulica - CH de 0,5 m/d y de 94,8% para una CH de 0,2 m/d con suministro de oxígeno. De igual manera, Pan *et al.* (2016) reportaron eficiencias de eliminación de 81,8 % de DQO en un sistema similar. Por tanto, se puede apreciar que la CH junto con el suministro de oxígeno fueron factores determinantes en las eficiencias de remoción encontradas. Esto se debe a que la mineralización de la MO por el metabolismo microbiano está condicionada por la accesibilidad de los aceptores de electrones terminales (TEA), donde el

oxígeno es el TEA disponible más eficiente en el ambiente y la mineralización de carbono consume oxígeno (Thouin *et al.*, 2017).

En el presente estudio, el ciclo de alimentación (5 días húmedos /2 días secos), posiblemente afectó la disponibilidad de oxígeno para la mineralización de MO en algunos tratamientos, principalmente a una altura de 10 cm porque los suelos permanecieron inundados durante la alimentación dado que el volumen del afluente fue depositado en el borde libre de la columna. Considerando que un suministro de oxígeno suficiente eleva el rendimiento de la oxidación bioquímica aeróbica (Fan *et al.*, 2013), con las condiciones de operación de los tratamientos se lograron remociones de DQO en el tratamiento HG-A-10 y HG-B10 de 53% y 38% respectivamente (Figura 19), valores comparables con otros estudios donde a 8 cm de profundidad de una columna de suelo no saturado se presentó un 44% de remoción de DQO (Quanrud *et al.*, 1996).

En comparación con estudios a escala real, Muntau *et al.* (2017) evaluaron la remoción de contaminantes de efluentes secundarios de ARD en un sistema de tratamiento suelo/acuífero, a 150 cm de profundidad en la zona no saturada, donde se encontraron remociones de DQO de 34%, para el primer periodo evaluado (septiembre) y > 46% para el segundo (noviembre), siendo las eficiencias anteriores comparables con las encontradas en algunos tratamientos evaluados en la presente investigación.

Diferentes mecanismos como filtración, biodegradación, precipitación química, adsorción, intercambio iónico y dilución contribuyen a la atenuación de contaminante durante el paso por el perfil de suelo en diferentes zonas del sistema suelo/acuífero (Mansell *et al.*, 2004, Regnery *et al.*, 2013b; Abel *et al.*, 2014); la MO es absorbida por el suelo, luego se descompone mediante procesos microbianos aerobios y anaeróbicos, y se mineraliza como fuente de energía o se asimila a la biomasa (Wang *et al.*, 2010). Por tanto, en los suelos objeto de estudio (franco arcilloso y arcillosos), podría plantearse que los mecanismos más eficientes podrían haber sido la adsorción dada la textura principalmente arcillosa de los suelos. Paredes (sf) indica que gran parte de los suelos y la MO son de carga negativa, lo que permite que puedan atrapar y retener los componentes catiónicos del agua residual y repeler los componentes aniónicos. Por otro lado, la filtración también resulta ser un mecanismo importante puesto que partículas pequeñas como las arcillas, incrementan el tiempo de ocurrencia de este mecanismo. De igual manera, la capacidad de intercambio catiónico es un buen indicador de la capacidad del suelo para la retención de componentes del agua

residual, sin embargo, no fue un mecanismo importante dada la baja capacidad que tienen los suelos objeto de estudio.

De forma adicional, el análisis de las eficiencias de DQO en los tratamientos, podrían indicar de manera preliminar los rendimientos de los procesos de nitrificación al interior de las columnas. Sincero & Sincero (1996) y Van Niel *et al.* (1992), encontraron relaciones competitivas existentes en medios donde la MO permitía la proliferación de microorganismos heterótrofos, dando lugar a una disminución en la fracción de nitrificadores presentes en la matriz de suelo. Finalmente, Carrera (2004) y EPA (1975) concluyen que el aumento en las relaciones DQO/N determinados por el aumento en la MO en los afluentes, afecta negativamente las tasas de nitrificación.

8.2.4 Remoción de Nitrógeno amoniacal (N-NH₄)

En la Tabla 23, se presentan los resultados obtenidos para el N-NH₄, donde se evidencia en coherencia con el análisis estadístico, que el factor punto de muestreo (PM) y la procedencia del suelo resultaron ser los factores determinantes en los (%) porcentajes de remoción y carga removida (g/m²d) dado que en casi todos los tratamientos las eficiencias (%) de remoción presentaron valores medios $\geq 60\%$ en N-NH₄⁺ para la profundidad de 50 cm en comparación con la de 10 cm, donde las eficiencias estuvieron en un rango entre 6% y 34% (Figura 20). Con relación a la procedencia del suelo, las mejores eficiencias de remoción se presentaron en el suelo del VP.

Teniendo en cuenta la disminución evidenciada de pH al aumentar la profundidad asociada a las reacciones de nitrificación, era de esperarse que la remoción de amonio se dé principalmente a la profundidad de 50 cm, dado que la remoción de nitrógeno es función del tiempo de residencia, relación de carbono orgánico disuelto y nitrógeno y condiciones REDOX (Sharma & Kennedy, 2017). El mayor tiempo de retención de las columnas y sus características para generar el intercambio catiónico, proporcionan una mayor interacción entre el agua y los microorganismos nitrificantes en un ambiente capaz de recuperar oxígeno gracias a la alimentación discontinua, haciendo óptimo el proceso de nitrificación y generando a su vez la acidez del suelo y los múltiples efectos sobre la salud ecosistémica que este conlleva (Robertson & Groffman, 2007).

Tabla 23. Remoción de N-NH₄⁺ en los diferentes tratamientos

Tratamiento	Remoción de N-NH ₄ ⁺		Cargas removidas N-NH ₄ ⁺ (g m ² /d)	
	Media	DE	Media	DE
VP-A-10	20%	0,19	1,24	1,19
VP-A-50	68%	0,27	3,55	2,08
HG-A-10	6	0,32	0,59	1,55
HG-A-50	45%	0,21	2,68	1,88
VP-B-10	34%	0,20	0,98	0,78
VP-B-50	62%	0,18	1,70	0,83
HG-B-10	8%	0,37	0,33	0,75
HG-B-50	60%	0,16	1,51	1,02

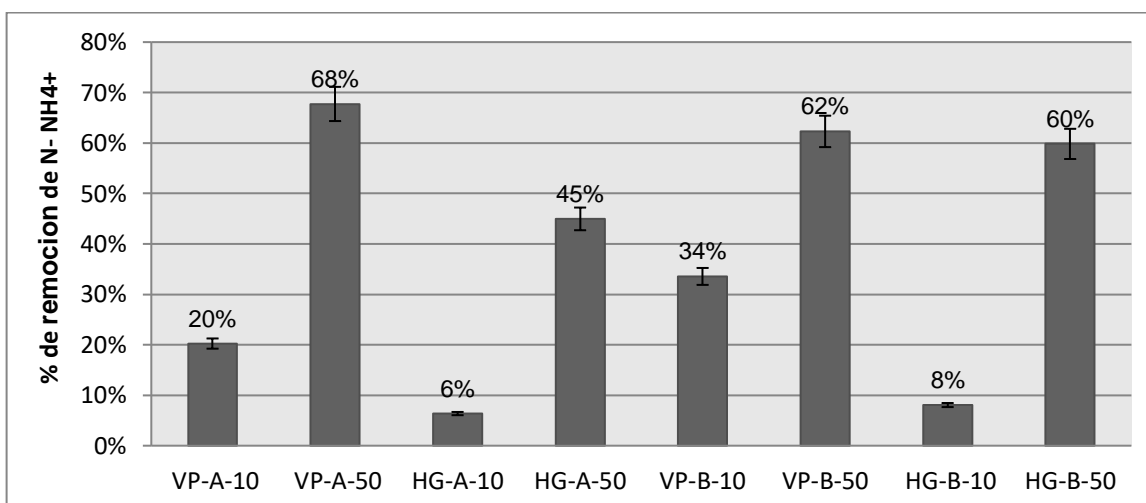


Figura 20. Eficiencias de remoción media de N-NH₄⁺

Diferentes eficiencias de remoción de nitrógeno proveniente de ARD han sido reportadas por la literatura, en sistemas de tratamiento natural sobre el suelo o en sistemas de tratamiento suelo/acuífero - SAT. Suzuki *et al.* (1992), reportaron remociones de (NH₄⁺-N, nitrógeno orgánico) del 90% en efluentes primarios usando experimentos con lisímetros de suelo.

Por su parte, Wang *et al.* (2010) evaluaron a escala piloto tres sistemas de tratamiento de infiltración subsuperficial de agua residuales, encontrando tasas medias de remoción de NH₄⁺-N de 72,70% a 78,37. Li *et al.* (2011), evaluaron un sistema de tratamiento de infiltración subsuperficial a escala real para la depuración de agua residual doméstica, donde la alimentación se realizó con diferentes cargas hidráulicas – CH, denotando la influencia de la CH en las

eficiencias de remoción encontradas de 86.2% para la especie $\text{NH}_3\text{-N}$. De igual manera, Latrach *et al.* (2018) reportan remociones de 95 % $\text{NH}_4^+\text{-N}$ para ARD en sistema de 2 columnas con lechos filtrantes variados con multicapas de suelo de 65 cm de altura.

Los resultados obtenidos en el presente estudio se encuentran por debajo de los rangos o valores anteriores, pero se encuentran en el rango de 17 a 100 % indicado por Sharma & Kennedy (2017) para sistemas SAT con efluentes primarios de ARD. Los resultados obtenidos son comparables con lo encontrado por Nema *et al.* (2001), donde utilizaron un sistema de tratamiento suelo /acuífero a escala real para remover contaminantes de efluentes primarios de ARD, encontrando remoción de nitrógeno en la forma $\text{NH}_4\text{-N}$, del 50%. De igual manera, Abel *et al.* (2014), encontraron eficiencias de remoción de N-NH_4^+ de efluentes primarios de ARD tratados en un SAT, de 36,8% (mojado continuo), 45,2% (6,4 d mojado / 1 d secado) y 59.3% (6,4 d mojado / 3.2 d secado) a una profundidad de 50 cm, eficiencias comparables con las obtenidas durante la investigación y bajo condiciones de operación similares.

Es importante resaltar que los procesos de transformación del nitrógeno son complejos al interior del suelo, y dependen en gran medida de las condiciones REDOX, de las características de la zona no saturada y de la disponibilidad de fuentes de carbono. (Regnery *et al.*, 2013b) indican que los sistemas de tratamiento sobre el suelo son atractivos por sus ventajas económicas, sin embargo, la falta de investigación de la dinámica del sistema en la zona no saturada resulta en calidades muy variables del agua recuperada.

Por tanto, las investigaciones recientes se han centrado en determinar el comportamiento de diferentes especies de nitrógeno en sistemas SAT, operadas bajo diferentes ciclos de humectación y secado de los suelos y con muestras a diferentes profundidades en columnas a escala de laboratorio.

8.2.5 Nitrógeno Total N- NT

Como se observa en la Figura 21, las remociones de NT oscilaron entre 1% y 17%. También se evidencia que para los sistemas alimentados con CHA las eficiencias más altas se presentaron a una altura de 10 cm, contrario al comportamiento de los sistemas alimentados con CHB, donde las mayores remociones fueron registradas a una altura de 50 cm, sin establecer según el

análisis estadístico, diferencias significativas para ninguno de los tres factores evaluados.

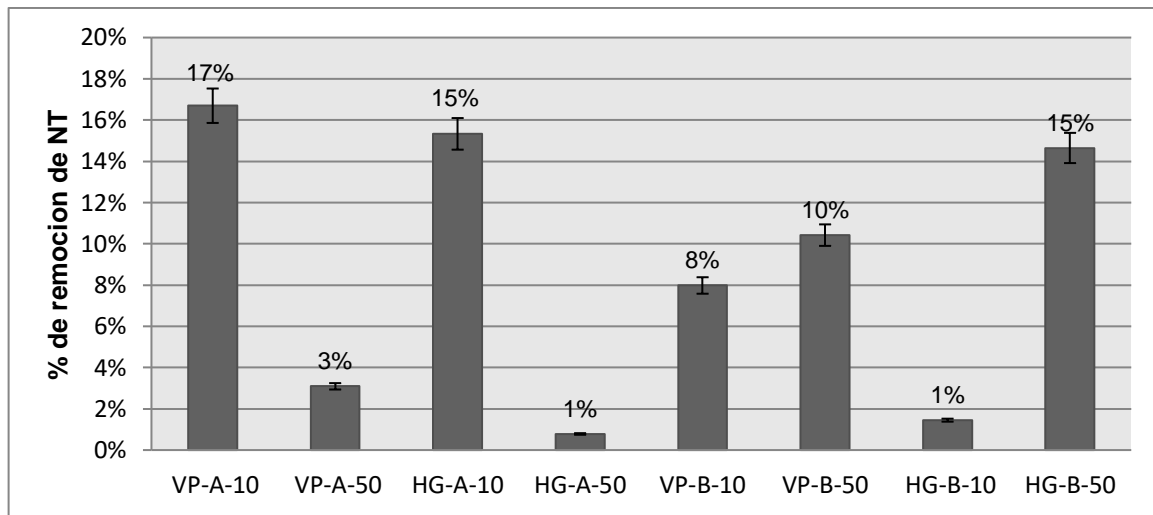


Figura 21. Eficiencias de remoción media de NT

Sharma & Kennedy (2017), referencian que los sistemas SAT alimentados con un efluente primario de ARD presentan buenas remociones considerando que los procesos de nitrificación-desnitrificación son una vía importante para eliminar el nitrógeno (Zhang *et al.*, 2007), por lo anterior se puede inferir que en los sistemas estudiados se favoreció principalmente el proceso de nitrificación, dando lugar a la transformación de N-NH_4^+ en nitritos y nitratos. Whelan & Barrow (1984), reportaron que el proceso de nitrificación se completó a 50 cm del suelo insaturado, similar a las condiciones del presente estudio y como se evidencia en las concentraciones de nitratos obtenidas relacionadas en la Figura 22, donde se muestra que para todos los tratamientos se encontraron valores promedio mayores que en el afluente.

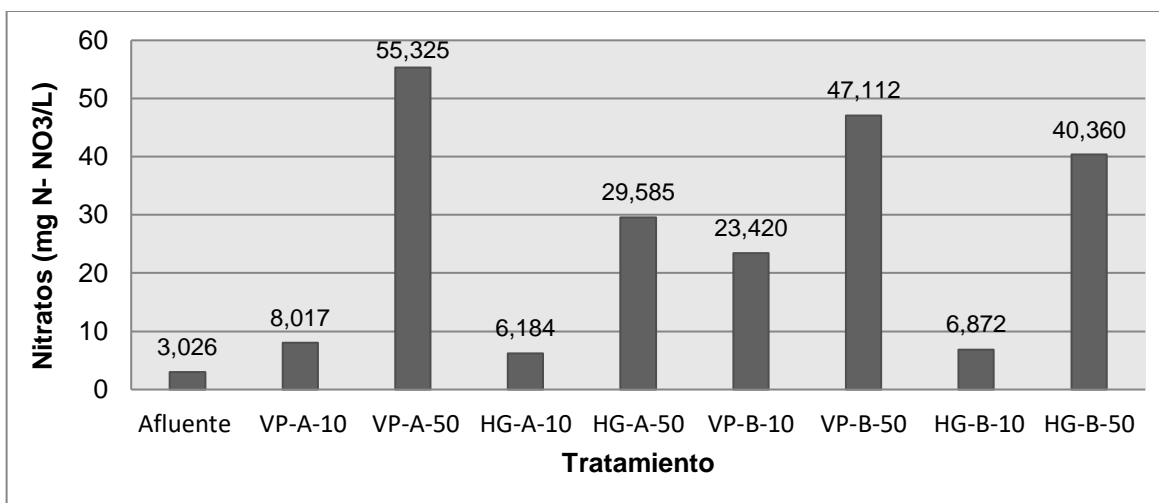


Figura 22. Concentraciones promedio de nitratos obtenidas durante estudio

Por ende, las bajas remociones de NT en la presente investigación se podrían relacionar con las características fisicoquímicas de los suelos utilizados en los reactores, la deficiente MO y el corto tiempo de retención hidráulico (TRH) de los sistemas (Sharma & Kennedy, 2017), influyendo en la remoción de nitratos a través de la desnitrificación.

Los suelos objeto de estudio presentan porosidad favorable para el intercambio gaseoso (>50%) y el flujo del agua, reflejando el rendimiento del suelo como sustento de reacciones bioquímicas y de aprovechamiento de nutrientes (Acevedo & Martínez, 2003; Martínez *et al.*, 2008; Rucks *et al.*, 2004). Esta propiedad que favorece el paso rápido y masivo del agua a través del suelo influyendo en otras propiedades como aireación, intercambio gaseoso, infiltración y drenaje entre otras, limita la existencia de ambientes anaerobios requeridos para la desnitrificación.

El carácter ácido de los suelos y la disminución del pH por los procesos de nitrificación es otro factor que limita los procesos de desnitrificación, puesto que a pH ácidos la cinética de desnitrificación se ve seriamente afectada, por lo cual se producen diversos intermediarios antes de llegar a nitrógeno molecular N₂ (Thomsen *et al.*, 1994), que se ven arrastrados al punto de muestreo afectando significativamente la concentración de NT. Teniendo en cuenta que el pH óptimo para la desnitrificación oscila entre 7,0 y 8,0 (Luo *et al.*, 2014), se evidencia que los valores de pH obtenidos en el PM a los 50 cm por debajo de dicho rango, incidieron negativamente en las reacciones de desnitrificación esperadas.

Analizando otro factor involucrado en las reacciones de desnitrificación relacionado con la deficiencia de MO y teniendo en cuenta que las bacterias involucradas en este proceso utilizan como donador de electrones el carbono orgánico, varios estudios indican que más del 80% de la MO se biodegrada dentro de la capa de 0-25 cm de suelo en los sistemas de infiltración (Reemtsma *et al.*, 2000), por lo que profundidades seleccionadas cumplen con este criterio. Sin embargo, la falta de una fuente de carbono se identifica como el principal factor que limita la tasa de desnitrificación en la ZNS de los acuíferos (Pan *et al.*, 2015), dando lugar a la permanencia de NO_3^- en el agua subterránea lo cual pudo haber incidido también en los bajos % de remoción de NT obtenidos en el presente estudio, además de las condiciones aerobias de dicha zona de tránsito del agua lluvia hacia la ZS.

Yang *et al.* (2016), investigaron la remoción de contaminantes en un sistema de infiltración subsuperficial a escala piloto, con una profundidad de 1,05 metros y composición variada de medio filtrante (gravas, arenas y suelo nativo) alimentado de manera intermitente con ARD, encontraron eficiencias de remoción de NT < al 20%, comparables con los resultados obtenidos en el presente estudio. Estas remociones resultan ser sin embargo mucho menores a las reportadas por Mienis & Arye (2018) de entre 47 y 63% de NT obtenidas en promedio durante varios años a escala real para la parte superior del suelo infiltrada con ARD en un sistema SAT y a las reportadas por Latrach *et al.*, (2018) que, a pesar de emplear una columna de 65 cm de altura de suelo con lechos filtrantes variados con multicapas de suelo, alcanzó 67% de remoción de NT con infiltración de ARD, las diferencias en las remociones alcanzadas se deben posiblemente a las diferencias en las cargas hidráulicas manejadas en el caso de Latrach *et al.*, (2018), se aplicaron tasas de 1 m/día muy superiores a las tasas manejadas en el presente estudio de (0,0366 m/d y 0,0733 md).

Por tanto, es importante revisar las condiciones adecuadas para que se generen las reacciones de desnitrificación, con el fin de evitar que el nitrato soluble se percole en el agua subterránea, puesto que es una consideración importante en los procesos de recarga de acuíferos (Paredes, sf) dado que el nitrato es la forma principal de nitrógeno lixiviada del suelo debido a su carga negativa que limita la posibilidad de absorber a superficies de arcilla cargadas negativamente (Paranychianakis *et al.*, 2006; Phillips, 2002) convirtiéndose en una amenaza para la calidad del agua subterránea y su posterior uso.

8.2.6 Coliformes Totales y Fecales

El comportamiento de la contaminación microbiológica se determinó como variable complementaria en la investigación, por lo tanto, se realizó el análisis comparando la concentración inicial de Coliformes Totales y Fecales presentes en el afluente contra la remoción lograda por el suelo de la HG y el VP una vez realizado el tratamiento. En la Figura 23 y Figura 24 se muestran los resultados obtenidos en la remoción de Coliformes Totales para los montajes de la HG y el VP, variando la carga hidráulica y la profundidad.

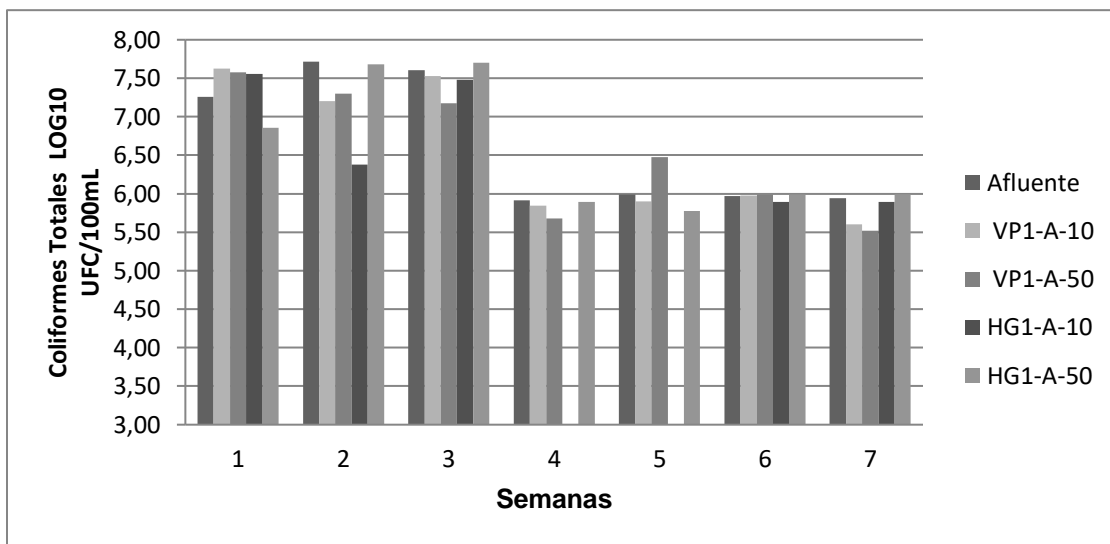


Figura 23. Remoción coliformes totales aplicando carga hidráulica alta.

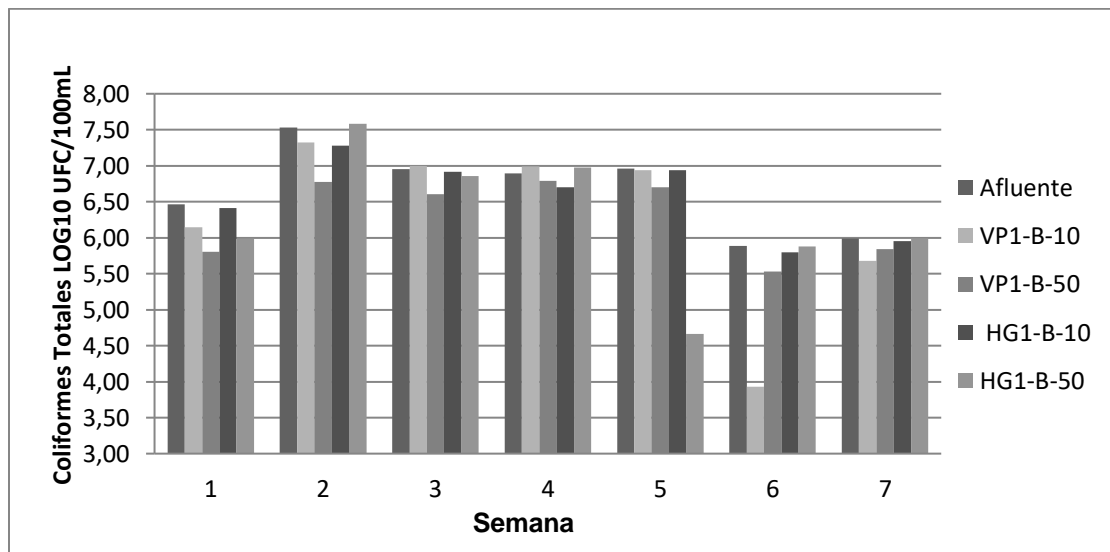


Figura 24. Remoción coliformes totales aplicando carga hidráulica baja.

En la Figura 25 y Figura 26 se presentan los resultados obtenidos en la remoción de Coliformes Fecales para los montajes de la HG y el VP, variando la carga hidráulica y la profundidad:

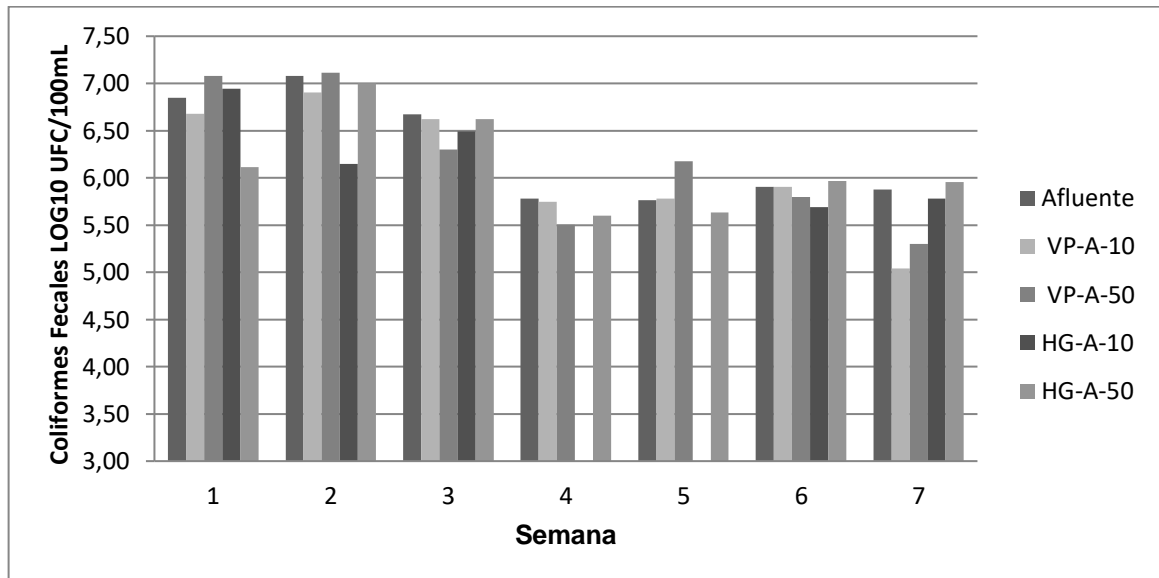


Figura 25. Remoción coliformes fecales aplicando carga hidráulica alta.

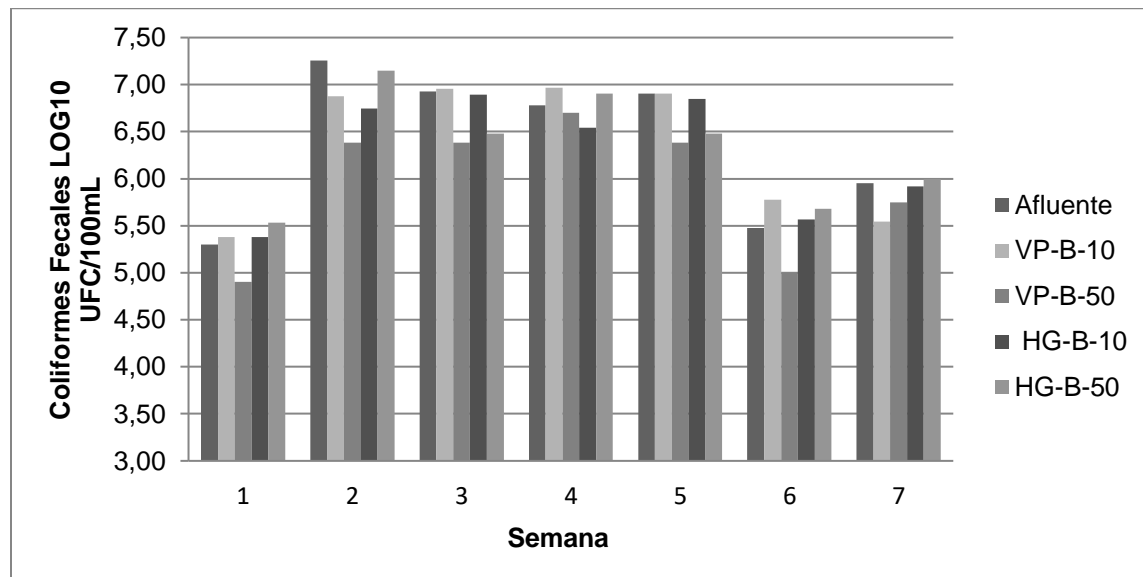


Figura 26. Remoción coliformes fecales aplicando carga hidráulica baja.

Las remociones obtenidas en los montajes del VP y la HG no fueron considerables, donde el ARD evaluada después de aplicado el tratamiento, no mostró remociones mayores a 1 Log de Coliformes Totales y Fecales con respecto

a las concentraciones iniciales del afluente. Además, se encontró que la carga hidráulica y la profundidad no presentaron relevancia a la hora de la remoción.

Se observó también que en algunos casos donde se utilizó una carga hidráulica alta, no se obtuvo remoción y por el contrario la concentración de Coliformes Totales y Fecales aumentó, como se muestra en la Figura 23 y Figura 25 para las semanas 1 y 5.

Sharma & Kennedy (2017), referencian que el objetivo principal de un sistema SAT es la remoción de microorganismos y que las remociones partiendo de un efluente primario varían entre 1.2 y 6.9 Log; sin embargo, argumentan que si no se cuenta con un tratamiento complementario dichas remociones tienden a ser bajas, lo cual es coherente con los resultados obtenidos en la presente investigación.

En el estudio realizado por Latrach *et al.* (2018), de dos columnas preparadas de suelo, se lograron remociones entre 2,21 y 3,15 log de Coliformes y patógenos. Se han sugerido varios mecanismos para contribuir con la eliminación de patógenos en la tecnología MSL (Multiple Soil Layer), incluida la inactivación, la adsorción y la sedimentación (Latrach *et al.*, 2018). La muerte microbiana es el resultado de varios procesos de inactivación y está influenciada por factores como la inanición, la depredación, y la exposición a factores de estrés fisicoquímico como el oxígeno, temperatura y pH, aunque la importancia de cada mecanismo aún no se ha cuantificado adecuadamente.

La MO es la fuente de nutrientes para las bacterias heterótrofas presentes en el agua subterránea, por tanto existe una alta correlación entre contenido en MO y actividad biológica

La proporción de bacterias muertas podría ser mayor en las capas de grava permeables debido a la presencia de zonas no saturadas no alcanzadas por el "espacio muerto" de AR de fluidos frescos, donde la humedad y el sustrato no están disponibles y las bacterias pueden morir (Latrach *et al.*, 2018).

Con respecto al recorrido de los microorganismos en el suelo, esta distancia no se puede generalizar, sin embargo, el movimiento está directamente relacionado con los valores de infiltración hidráulica e inversamente con el tamaño de las partículas del suelo y de la concentración y composición catiónica del soluto (Instituto Geológico y Minero de España, 2003). Siendo así, la textura del suelo puede ser una característica importante en la remoción de bacterias del ARD, lo

cual explicaría porque las remociones obtenidas en la investigación fueron bajas, teniendo que los suelos utilizados para la filtración poseen textura arcillosa (HG) y franca (VP), siendo suelos con tamaños de partícula finos y pequeños (Instituto Geológico y Minero de España, 2003).

Las partículas sólidas en suspensión en el agua pueden ser filtradas por el terreno si los poros de éste son de pequeño tamaño. Las bacterias adheridas a estas partículas quedarán también retenidas, por lo que el contenido de bacterias del agua disminuirá, en el caso de la investigación, los suelos de VP y HG son de porosidad total satisfactoria, sin embargo no se determinó la proporción de macro y microporos para explicar el comportamiento de Coliformes Totales y Fecales.

En general se puede esperar una alta remoción de patógenos en sistemas de infiltración que brinden tiempos de retención suficientes en la profundidad del subsuelo, tengan una zona saturada adecuada y el uso de suelos bien estructurados (López *et al.*, 2013).

8.3 Objetivo 3: Determinar el efecto de la Carga Hidráulica en la remoción de contaminantes.

En la Figura 27 se presenta la comparación dentro de los niveles del factor Carga Hidráulica, donde se evidencia, que existe un traslape bastante pronunciado de cada uno los intervalos que contiene el valor medio de las tres variables respuestas, razón por la cual no hay evidencia estadística, que demuestre la diferencia en % de remoción de DQO, N-NH₄ y N-T dentro de este factor, como se indicó con los resultados presentados en la Tabla 18, Tabla 20 y Tabla 21.

Por tanto, como complemento y alternativa al análisis de varianza realizado desde el enfoque de la estadística paramétrica, se aplica la prueba Wilcoxon-U de Mann Whitney, prueba no paramétrica análoga a la herramienta de análisis de varianza (Mongay, 2005). La Tabla 24 presenta los resultados de esta prueba en las tres variables respuestas y los tres factores en estudio, donde se evidencia nuevamente que el efecto de la carga hidráulica no presentó para ninguno de los tratamientos diferencias estadísticamente significativas, debido a que no arrojó ningún p-valor < 0,05. Por otro lado, esta prueba de Wilcoxon-U de Mann, confirma la diferencia significativa en los % de remoción de las variables respuesta DQO y N-NH₄, entre los niveles 10 cm y 50 cm en relación al factor Punto de Muestreo; y para el % de remoción en el N-NH₄ en relación al factor Procedencia del Suelo, se confirma también la significancia de la incidencia de este factor.

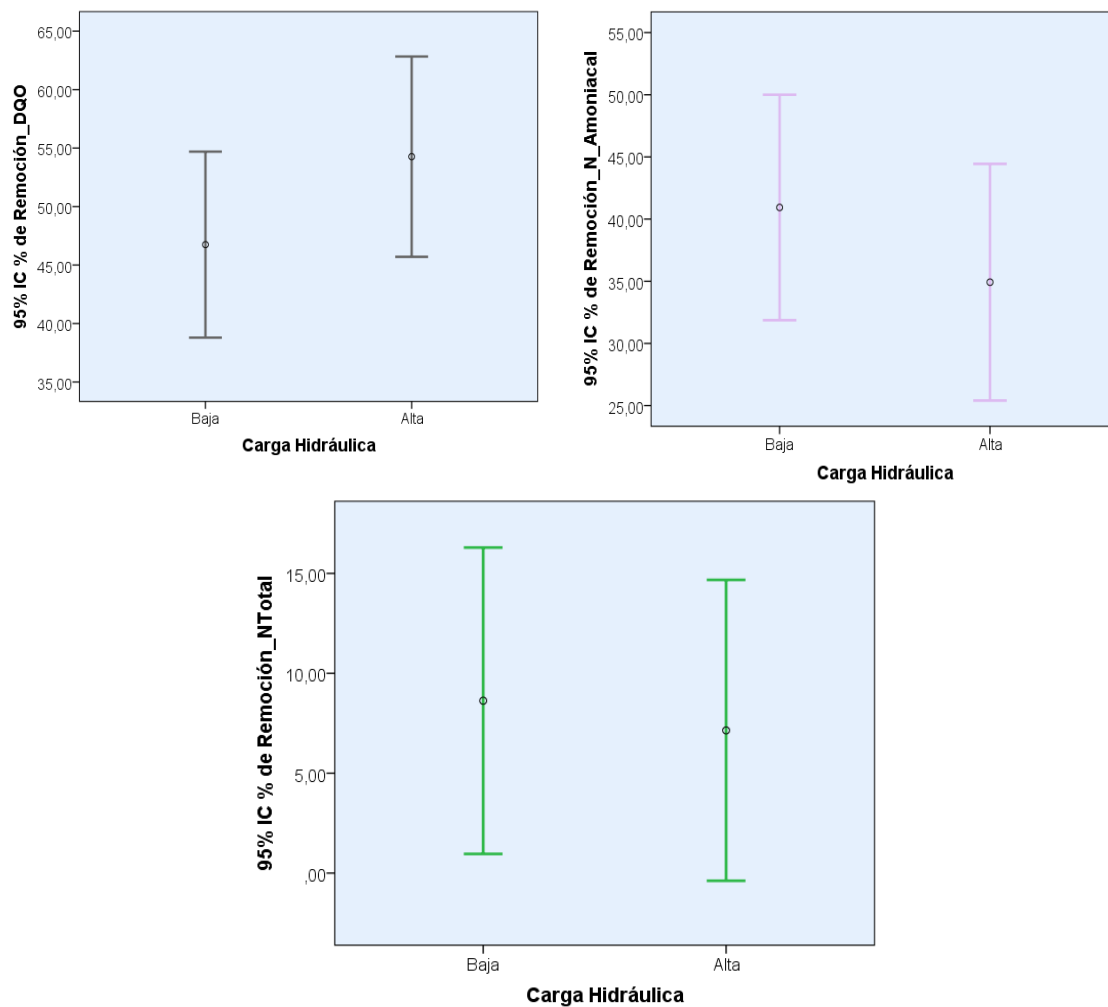


Figura 27. Diagramas de Barras de Error con Intervalo de confianza para la media del 95%. Variables Respuestas con Factor Carga Hidráulica. Fuente SPSS

Tabla 24. Pruebas No Paramétricas Wilcoxon-U de Mann Whitney, usando valores de significancia (p-valores).

VALORES DE SIGNIFICANCIA como P-Valores, (se usan variables respuestas DQO, N-Amoniaca y N-Total).											
No se Rechaza Hipotesis Nula (Ho), si P-valor>0,05. Se acepta Hipotesis Alternativa (Ha), Si P-Valor<0,05. Se usa el estadístico Z como estadístico de contraste en esta prueba.											
FACTOR	Niveles	Número de datos N	% Remoción DQO			% Remoción N-Amoniaca			% Remoción N-Total		
			Rango Promedio	Suma de Rangos	P-Valor. Bilateral	Rango Promedio	Suma de Rangos	P-Valor. Bilateral	Rango Promedio	Suma de Rangos	P-Valor. Bilateral
Procedencia del Suelo	VP	52	50,540	2628,000	0,507	58,690	3052,000	0,036	52,310	2720,000	0,948
	HG	52	54,460	2832,000		46,310	2408,000		52,690	2740,000	
Carga Hidráulica	Baja	52	47,630	2476,500	0,099	56,060	2915,000	0,229	54,400	2829,000	0,520
	Alta	52	57,380	2983,000		48,940	2545,000		50,600	2631,000	
Punto de Muestreo (cm del borde superior de las Columnas)	10	52	37,690	1960,000	0,000	32,510	1690,500	0,000	55,390	2880,000	0,328
	50	52	67,310	3500,000		72,490	3769,500		49,610	2579,500	

Fuente: Programa estadístico SPSS, edición de resultados Pruebas No Paramétricas Wilcoxon - U de Mann Whitney

Por ende, no se encontró diferencia significativa en los valores medios del % de remoción de las tres variables respuesta, atribuible a la diferencia en los niveles del factor Carga Hidráulica.

Con las cargas hidráulicas seleccionadas para el presente estudio de 0,036 m/d y 0,073 m/d, se evidencia que se encuentran dentro de los rangos de operación típicos de sistemas SAT que manejan valores entre 0,04 m/d y 0,27 m/d (Sharma & Kennedy, 2017) y el valor inferior es muy similar al valor de 0,033 m/d reportado por Romero (2002) como carga hidráulica típica en sistemas de infiltración rápida como el evaluado.

De igual manera, al comparar las cargas hidráulicas empleadas en la investigación con los valores reportados para operar tres sistemas a escala real en Estados Unidos para tratar efluentes primarios de ARD con valores de carga hidráulica de 0,041m/d y 0,076 m/d (Sharma & Kennedy, 2017), se concluye que los valores seleccionados son consistentes con los criterios de diseño para el tratamiento natural utilizado, por lo tanto no se considera un criterio que posiblemente haya influido en el análisis estadístico, el cual no arrojó diferencias significativas para este parámetro. Por otro lado, evaluar cargas hidráulicas más altas o diferentes será posible manejando efluentes secundarios de ARD o con otras características de suelo para sistemas de infiltración rápida.

Teniendo en cuenta que el método de infiltración rápida en el suelo depende entre otras, de las características del AR, de la topografía y disponibilidad de terreno, de las propiedades del suelo como textura, estructura, capacidad de infiltración y de intercambio iónico (Romero, 2002); y además propiedades físicas del suelo como contenido de MO y cantidad y tipo de arcilla también son determinantes para permitir la entrada del agua en el suelo (Ministerio de Hacienda y Crédito Público e Instituto Geográfico Agustín Codazzi, 1990), es notable que son muchos factores los que intervienen en el factor Carga Hidráulica en un sistema de infiltración de ARD en suelo.

9. Conclusiones

A pesar de que la caracterización fisicoquímica del suelo de las dos zonas de estudio, para propiedades como CIC, textura y contenido de MO arrojó que no se tenían las condiciones óptimas para una adecuada infiltración y remoción de contaminantes del ARD, los suelos evaluados presentaron buena remoción de MO. Por lo tanto, se logró establecer un precedente favorable y se generó información técnica importante para las instituciones involucrados en la toma de

decisiones referentes a vertimientos de ARD utilizando el suelo como filtro natural, aportando además un adecuado punto de partida para estudios posteriores investigaciones que confirmen la sostenibilidad y viabilidad que permitan llevar esta alternativa a escalas mayores.

Para la DQO, el factor punto de muestreo fue el único que mostró diferencias estadísticamente significativas, arrojando valores promedio en su porcentaje de remoción mayores a 55% en DQO para el punto de 50 cm. Por el contrario, en el punto a 10 cm, las eficiencias de remoción estuvieron por debajo del 40%, a excepción de un solo tratamiento de los ocho evaluados, que arrojó una remoción de 53%. El tratamiento que mostró la mayor remoción promedio de DQO de 73%, fue la configuración de suelo de Vivero Pavas, con la carga hidráulica más alta evaluada de 0,073 m/d y a la profundidad de 50 cm.

Los factores procedencia del suelo y punto de muestreo presentaron diferencias estadísticamente significativas para la variable de respuesta nitrógeno amoniacal. Para la profundidad de 50 cm, se encontraron porcentajes de remoción promedio iguales o mayores a 60%, exceptuando un tratamiento de 45%, en comparación con la de 10 cm, donde las eficiencias estuvieron en un rango entre 6% y 34%. El tratamiento que mostró la mayor remoción promedio de Nitrógeno amoniacal de 68%, fue la configuración de suelo de Vivero Pavas, con la carga hidráulica más alta evaluada de 0,073 m/d a una profundidad de 50 cm.

Con los resultados obtenidos no se evidenció diferencias significativas en ninguno de los niveles de los tres factores experimentados para la variable de respuesta porcentaje de remoción de Nitrógeno Total, el tratamiento que alcanzó la mayor remoción promedio de 17% fue la configuración de suelo de Vivero Pavas, con la carga hidráulica alta evaluada de 0,073 m/d y a una profundidad del punto de muestreo de 10 cm.

Con relación a la remoción de patógenos, no se alcanzaron reducciones mayores a 1 Log para Coliformes Totales y Fecales con respecto a las concentraciones iniciales del afluente.

Con una significancia de 0,05, no hay diferencia para el factor Carga Hidráulica en ninguno de los tratamientos evaluados. Por tanto, a pesar de seleccionar valores de 0,036 m/d y 0,073 m/d que se encuentran dentro de los rangos de operación típicos reportados en la literatura para sistemas de infiltración de

efluentes primarios de ARD en suelo, no se encontraron diferencias para ninguna de las tres variables de respuesta evaluadas.

El uso del método de infiltración rápida en el suelo para el tratamiento de ARD, se debe utilizar con cuidado para prevenir la contaminación de aguas subterráneas, por lo tanto es fundamental conocer las características físico químicas de los suelos y la respuesta de la ZNS para tratar contaminantes.

10. Recomendaciones

Evaluar el efecto de otras características de operación y manejo de sistemas de infiltración rápida como los periodos de inundación, que permitan investigar el efecto de los ciclos húmedos y secos para lograr mejores porcentajes de remoción de nitrógeno y coliformes, teniendo en cuenta que con el manejo de este parámetro se podrían mejorar entre otras las condiciones para que se generen las reacciones de denitrificación y así lograr una mayor remoción de nitrógeno. De igual manera, valorar otras profundidades mayores o iguales a 1,5 metros.

Revisar la pertinencia de acoplar la alternativa de tratamiento natural evaluada con otros pretratamientos como sedimentación, tanques sépticos, filtración rápida en arena o coagulación entre otros, antes de la infiltración rápida, con el fin de aumentar la remoción de parámetros como patógenos y nitrógeno según referencia (Sharma & Kennedy, 2017).

Realizar investigaciones similares a escala in situ para determinar bajo condiciones más controladas el comportamiento de la ZNS en la remoción de los contaminantes, dado que al empacar el suelo en las columnas posiblemente se modifiquen algunas propiedades físicas o se generen espacios que facilitan el flujo preferencial del agua generando un movimiento más rápido y por lo tanto afectando el poder depurador del suelo.

Desarrollar nuevos estudios en la zona para evaluar el comportamiento de la remoción de contaminantes a mayor profundidad del suelo, dado que los estudios realizados por CARDER (2007) revelan la configuración de tres niveles para la Formación Pereira; un primer nivel de suelo arcilloso color ocre, con espesores hasta 17 m, un segundo nivel conformado en su gran mayoría por ceniza volcánica con espesores promedio de 30 metros, que pueden alcanzar valores hasta 120 m y un tercer nivel con profundidades variables de acuerdo a la geología subyacente.

11. Referencias

1. Abel, C.D.T., Sharma, S.K., Mersha, S.A., Kennedy, M.D., 2014. Influence of intermittent infiltration of primary effluent on removal of suspended solids, bulk organic matter, nitrogen and pathogens indicators in a simulated managed aquifer recharge system. *J. Ecol. Eng.* 64, 100e107.
2. Acevedo, E. y Martínez, E. 2003. Sistema de labranza y productividad de los suelos. En: E. Acevedo (ed) *Sustentabilidad en Cultivos Anuales*. Universidad de Chile. Ciencias Agronómicas N° 8.
3. Aguilera, S.M., 2000. Importancia de la protección de la materia orgánica en suelos. Simposio Proyecto Ley Protección de Suelo. Boletín N° 14. Valdivia, Chile. p. 77–85.
4. Aiyuk, S., Forrez, I., Lieven, D. K., Van Haandel, A. & Verstraete, W. 2006. Anaerobic and complementary treatment of domestic sewage in regions with hot climates: a review. *Bioresource Technology*, 97 (17), 2225-2241.
5. Alcaldía de Pereira, Secretaría de Planeación. 2006. Segunda revisión del plan de ordenamiento territorial de Pereira.
6. Alcaldía de Pereira, Secretaría de Planeación. 2015. Plan de Ordenamiento Territorial. Revisión de largo plazo 2015 – 2027. Diagnostico sistema ambiental, minería y servicios públicos domiciliarios. Pág 406.
7. Alvarez, D., Contreras, S. Poggi, H. 2002. Sistemas de tratamiento de aguas residuales por aplicación al suelo. *Revista Avance y Perspectiva* vol. 21.
8. Andersen, L; y Gosk.1987. Applicability of vulnerability maps. TNO Communittee for Hydrological Research: Proceedings and Information. 38:321-332. Delft – Netherlands.
9. Arias, G.F. 2004, Geología y geomorfología, Plan de Manejo Integrado de Aguas Subterráneas, Informe Técnico, Corporación Autónoma Regional de Risaralda. Pereira.
10. Banco Mundial. 2001. Las Aguas Subterráneas en el Desarrollo Urbano, Evaluación de las Necesidades de Gestión y Formulación de Estrategias. Documento técnico No 390. Estados Unidos de América.
11. Bonilla, A. B.-H. 1998. Evaluación de la compactación de dos tipos de suelos causados por el tráfico del tractor en función de la presión de inflado de las llantas y del contenido de humedad del suelo. Tesis, Ingeniero Agrícola. Universidad Nacional de Colombia sede Palmira.
12. Brix, H. y Schierup, H. 1989. Experiencia danesa con tratamiento de aguas residuales en humedales artificiales. En: Hammer, DA, Ed., *Wetlands construidos para el tratamiento de aguas residuales: municipal, industrial, y agrícola*, Lewis Publishers, Chelsea, 565.

13. Burkhard, R., Deletic, A. & Craig, A. 2000. Techniques for water and wastewater management: a review of techniques and their integration in planning. *Urban water*, 2 (3), 197-221.
14. Camacho, J. H., Forero C, N. M., Ramírez L, L., Rubiano, Y., Camacho-Tamayo, J., Forero-Cabrera, N. Rubiano, Y. 2017. Near-infrared spectroscopic assessment of soil texture in an oxisol of the eastern plains of Colombia, 20(201), 5–185. <https://doi.org/10.14483/udistrital.jour.colomb.for.2017.1.a01>.
15. Cardona D., Sadeghian S. 2005. Evaluación de propiedades físicas y químicas de suelos establecidos con café bajo sombra y a plena exposición solar. *Cenicafé* 56(4): 348-364.
16. Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., W.Howarth, R., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(1998), 559–568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2).
17. Carrera, J., Vicent, T., Lafuente, J. 2004. Effect of influent COD/N ratio on biological nitrogen removal (BNR) from high-strength ammonium industrial wastewater. *Process Biochemistry*. 39, 2035–2041.
18. Chavarriaga, W. 2012. Materia orgánica en la agricultura de conservación. en agricultura de conservación en tierras de ladera. Universidad de Caldas. Manizales Colombia. Pág. 107.
19. Corporación Autónoma Regional de Risaralda CARDER. 2007. Plan de manejo integrado de aguas subterráneas en Pereira y Dosquebradas.
20. Cortés L., A., D. Malagón C. 1984. Los levantamientos agrológicos y sus aplicaciones múltiples. Universidad Jorge Tadeo Lozano, Bogotá.
21. Crites R y Tchobanoglous.1998. Small and decentralized wastewater management system. Mc Graw Hill.
22. Custodio, E., Llamas, M.R. (1975, 1983) *Hidrología Subterránea*, Barcelona: Editorial Omega, 2 vol., pp. 1-2350.
23. Custodio, E., Manzano, M., & Escaler, I. 2007. Chapter 6. Aquifer recharge and global change: application to Doñana. In *El cambio climático en Andalucía: evolución y consecuencias medioambientales* (Vol. 43, pp. 119–125). <https://doi.org/10.1007/978-1-60761-476-0>.
24. Dafonte, D J, Cancela B J, López F A, López L N, Martínez P E, Valcárcel A M, 2013. Estudios en la Zona No Saturada del Suelo Vol. XI ZNS'13 Trabajos presentados en las XI Jornadas de Investigación en la Zona No Saturada del Suelo. Lugo, 6-8 noviembre de 2013.
25. Departamento Nacional de Estadística (DANE). 2012. Colombia. Encuesta Integrada de Hogares.

26. Díaz, E., Alavarado, A., Camacho, K. (2012). El tratamiento de agua residual doméstica para el desarrollo local sostenible: el caso de la técnica del sistema unitario de tratamiento de aguas, nutrientes y energía (SUTRANE) en San Miguel Almaya, México. Universidad Autónoma del Estado de México, Toluca, México. Quivera, vol. 14, núm. 1, pp. 78-97.
27. Environmental Protection Agency EPA. (1975). Process Design Manual for Nitrogen Control. US EPA Office Tech. Transfer, Washington, D.
28. Espinosa, J., & Molina, E. 1999. Acidez y encalado de los suelos. In Ipni. International Plant Natural Institute (Vol. 1, p. 46). Retrieved from [http://www.cia.ucr.ac.cr/pdf/libros/Acidez y encalado de suelos, libro por J Espinosa y E Molina.pdf](http://www.cia.ucr.ac.cr/pdf/libros/Acidez_y_encalado_de_suelos_libro_por_J_Espinosa_y_E_Molina.pdf).
29. Essandoh, H. M. K., Tizaoui, C., Mohamed, M. H. A., Amy, G., & Brdjanovic, D. 2011. Soil aquifer treatment of artificial wastewater under saturated conditions. Water Research, 45 (14), 4211–4226. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.05.017>.
30. Eveborn, D., Kong, D., & Gustafsson, J. P. 2012. Wastewater treatment by soil infiltration: Long-term phosphorus removal. Journal of Contaminant Hydrology, 140–141, 24–33. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2012.08.003>.
31. Fan, Y., Li, H. & Miguez-Macho, G. 2013. Global patterns of groundwater table depth. American Association for the Advancement of Science. Vol. 339, Issue 6122, pp. 940-943. DOI: 10.1126/science.1229881.
32. Faustino, J. 2006. Curso de Postgrado “Identificación, evaluación y manejo de zonas de recarga hídrica”. San Salvador, SV, CATIE. 113 p.
33. Foster, S.S.D. 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability pollution risk and protection strategy. Proc Intl Conf “Vulnerability of soil and groundwater to pollutants” (Noordwijk, The Netherlands/April 1987).
34. Fox, P., Houston, S., Westerhoff, P., Nellor, M., Yanko, W., Baird, R., Rincon, M., Gully, J., Carr, S., Arnold, R., Lancey, K., Quanrud, D., Ela, W., Amy, G., Reinhard, M., Drewes, J.E., 2006. Advances in Soil Aquifer Treatment Research for sustainable Water Reuse. AWWA Research Foundation and American Water Works Association, Denver, CO.
35. García, I., Betancort, J., Salas, J., Peñate, B., Pidre, J., Sardón, N. (2009). Guía sobre tratamiento de aguas residuales urbanas para pequeños núcleos de población. Instituto Tecnológico de Canarias, España, pp 11.
36. Gaviria, Z. 2009. La expansión urbana sobre las periferias rurales del entorno inmediato a la ciudad metropolitana. Revista Soluciones de Postgrado EIA, 3, 63–74. Retrieved from [http://revistapostgrado.eia.edu.co/Revista Edici?n N?.3/Soluciones N3 art 5.pdf](http://revistapostgrado.eia.edu.co/Revista%20Edici%3F3/Soluciones%20N3%20art%205.pdf).

37. Gerardi, M. 2002. Nitrification y denitrification in the activated sludge process. Wiley – interscience. Nueva York. EE. UU, pp. 77-80.
38. Gómez, M. A. 2015. Recarga Artificial de Acuíferos mediante jardines de lluvia en el Eje Cafetero colombiano. Universidad Tecnológica de Pereira.
39. Henao T., M.C., 2001. Caracterización de algunos suelos derivados de cenizas volcánicas de la zona cafetera central colombiana, en Suelos del Eje Cafetero. Proyecto UTP-GTZ, Facultad de Ciencias Ambientales, Cooperación Alemana al Desarrollo, Pereira Risaralda.
40. Herrera, S V; Jimenez B L; Ruiz B E; Molina M R. 1988. Estudio general de suelos del Departamento de Risaralda, Volumen 1. Editor República de Colombia, Ministerio de Hacienda y Crédito Público, Instituto Geográfico "Agustín Codazzi," Subdirección Agrológica.
41. Instituto Colombiano Agropecuario ICA. 1992. Fertilización en diversos cultivos: Quinta aproximación. ICA. Tibaitatá. 64 p.
42. Instituto Colombiano De Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales – IDEAM -. 2013. Estudio nacional del agua (ENA).
43. Instituto de investigaciones en Geociencias, Minería y Química. INGEOMINAS.1993. Mapa geologico generalizado del departamento de Risaralda:Geologia y recursos minerales escala 1:200.000.
44. Instituto geográfico Agustín Codazzi. 2012. Propiedades de los suelos.
45. Instituto Minero y geológico de España. 2003. En Libro: La depuración de aguas residuales urbanas de pequeñas poblaciones mediante infiltración directa en el terreno. Serie Hidrogeología y Aguas Subterráneas Número 4. Pág 14 y 101. Madrid España.
46. Instituto Nacional de Bosques. INAB 2003. Metodología para la determinación de áreas críticas de recarga hídrica natural. Manual Técnico. Guatemala, GT.
47. Jaramillo, D. 2002. Introducción a la ciencia del suelo. Facultad de ciencias. Universidad Nacional de Colombia. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>.
48. Jaurixje, M., & Torres, D. Mendoza B, Henríquez, M, Contreras, J. 2013. Propiedades físicas y químicas del suelo y su relación con la actividad biológica bajo diferentes manejos en la zona de Quíbor Estado de Lara. Biaogro, 25, 47–56. Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado. Venezuela.
49. Jenssen, P.D., Krogstad T., Paruch A.M., Mæhlum T., Adam K., Arias C.A., Heistad A., Jonsson L., Hellström D., Brix H., Yli-Halla M. f, Vrålø L., Valve M. 2010. Filter bed systems treating domestic wastewater in the Nordic

- countries – Performance and reuse of filter media. ELSEVIER. Ecological Engineering 36, pp 1651-1659.
50. Kadam, A., Oza, G., Nemade, P., Dutta, S., & Shankar, H. 2008. Municipal wastewater treatment using novel constructed soil filter system. Chemosphere, 71(5), 975–981. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.11.048>
 51. Kadlec, RH, y RL Knight 1996. Tratamiento Humedales. Lewis Publishers, Nueva York, NY, EE. UU.
 52. Kamble, S. J., Chakravarthy, Y., Singh, A., Chubilleau, C., Starkl, M., & Bawa, I. 2017. A soil biotechnology system for wastewater treatment: technical, hygiene, environmental LCA and economic aspects. Environmental Science and Pollution Research, 24(15), 13315–13334. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8819-6>.
 53. Kass, CL. 1998. Fertilidad de suelos. San José, CR. 277 p.
 54. Kaurichev, I. 1984. Prácticas de edafología. 1a. Ed. en español. Ed. Mier. Moscu.
 55. Klein, V. A.; Libardi, P. L. Condutividade hidráulica de um Latossolo Roxo, não saturado, sob diferentes sistemas de uso e manejo. 2002. Ciência Rural, Santa Maria, v. 32, n. 6, p. 945-953.
 56. Kyveryga, P.M., Blackmer, A. M., Ellsworth, J.H. and Isla, R 2004. Soil pH effects on nitrification of fall-applied anhydrous ammonia. Soil Science Society of America Journal, 68, 545-551.
 57. Latrach L, Ouazzani n, Hejjaj A, Zouhir F, Mahi M, Masunaga T, Mandi L. 2018. Optimization of hydraulic efficiency and wastewater treatment performances using a new design of vertical flow Multi-Soil-Layering (MSL) technology. Ecological Engineering 117 (2018) 140–152.
 58. Lenoir, C., Tornari, G., & Campos, L. M. 2004. Contaminación y tratamiento de suelo. Apunte de Catedra, Posgrados, 1–66.
 59. Lettinga, G., Rebac, S. & Zeeman, G. 2001. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. TRENDS in Biotechnology, 19 (9), 363-370.
 60. Li, Y. H., Li, H. B., Sun, T. H., Wang, X. 2011. Effects of hydraulic loading rate on pollutants removal by a deep subsurface wastewater infiltration system. Ecological Engineering, 37(9), 1425–1429. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.03.029>.
 61. López, M., Veldkamp, E., de Koning, G.H.J., 2005. Soil carbon stabilization in converted tropical pastures and forests depends on soil type. SoilScienceSociety of AmericaJournal 69, 4, 1110-1117.

62. Lora, R. 1998. Fuentes y producción de fertilizantes de elementos menores. En: Actualidad y futuro de los micronutrientes en la agricultura. Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo SCCS. Santafé de Bogotá. p.99-110.
63. Luo, Y. W., Lima, I. D., Karl, D. M., Deutsch, C. A., & Doney, S. C. 2014. Data-based assessment of environmental controls on global marine nitrogen fixation. *Biogeosciences*, 11(3), 691–708. <https://doi.org/10.5194/bg-11-691-2014>.
64. Maderey Rascon, L. E Y Jiménez Roman, A. 2005. Principios de Hidrogeografía, estudio del ciclo hidrológico. Instituto de Geografía Universidad Nacional Autónoma de México Serie Textos Universitarios, Núm. 1.
65. Mansell, J., Drewes, J. E., & Rauch, T. 2004. Removal mechanisms for endocrine disrupting compounds (steroids) during soil aquifer treatment. *Water Science and Technology*, 50(2).
66. Mantecón Gómez R, Martín Machuca M y Cantos Robles R. 2001. Depuración de aguas residuales de origen urbano mediante técnicas de infiltración rápida en el suelo. III Simposio del Agua en Andalucía. vol. II. 391-401. Córdoba 2001.
67. Mara .1990. Anexo IX. Aguas Residuales y Tratamiento de Efluentes Cloacales Tratamiento de efluentes, caracterización, generalidades, definición y origen.
68. Mara, D. D. 2003. Water, sanitation and hygiene for the health of developing nations. *Public Health*, 117 (6), 452-456.
69. Martínez, E., Fuentes, J. P., & Acevedo, E. 2008. Carbono orgánico y propiedades del suelo. *Revista de La Ciencia Del Suelo y Nutrición Vegetal*, 8(1), 68–96. <https://doi.org/10.4067/S0718-27912008000100006>.
70. Massoud, M. A., Tarhini, A. & Nasr, J. A. 2009 Decentralized approaches to wastewater treatment and management: applicability in developing countries. *Journal of environmental management*, 90 (1), 652-659.
71. Matus, O. 2007. Elaboración participativa de una metodología para la identificación de zonas potenciales de recarga hídrica en subcuencas hidrográficas, aplicada a la subcuenca del río Jucuapa, Matagalpa Nicaragua.
72. Matus, O., Faustino, J., & Jiménez, F. 2009. Guía para la identificación participativa de zonas con potencial de recarga hídrica. Aplicación práctica en la subcuenca del río Jucuapa, Nicaragua. CATIE (Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza). División de Investigación y Desarrollo, Serie técn(38), 40.

73. Metcalf & Eddy, INC. 1996. Ingeniería de aguas residuales. Tratamiento, vertido y reutilización. Tercera edición. McGRAW-HILL. Pág 1485. México.
74. Mienis, O., & Arye, G. 2018. Long-term nitrogen behavior under treated wastewater infiltration basins in a soil-aquifer treatment (SAT) system. *Water Research*, 134, 192–199. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.01.069>.
75. Ministerio de hacienda y crédito público instituto geográfico Agustín Codazzi, subdirección agrologica 1990. Propiedades físicas de los suelos. Bogotá Colombia.
76. Mongay Fernandez, C. 2005. Quimiometría. (U. de Valencia, Ed.). Editorial PUV.
77. Montgomery. 2008. Diseño y Analisis De Experimentos. (L. Wiley, Ed.) (Segunda Ed). Mexico.
78. Morell L y Hernandez F. 2000. El agua en Castellón. Un reto para el siglo XXI. Grupo de Investigación Medio Ambiente y Recursos Naturales Departamento de Ciencias Experimentales Universitar Jaume I.
79. Moreno L.; Liquiñano M C.; Rubio J.C; Murillo J.M. 2003. Eliminación de aguas residuales urbanas mediante Infiltración directa sobre el terreno. Impacto sobre el sistema solución del suelo-agua subterránea.
80. Muntau, M., Schulz, M., Jewell, K. S., Hermes, N., Hübner, U., Ternes, T., & Drewes, J. E. 2017. Evaluation of the short-term fate and transport of chemicals of emerging concern during soil-aquifer treatment using select transformation products as intrinsic redox-sensitive tracers. *Science of the Total Environment*, 583, 10–18.
81. Murray, R., Bojórquez, J., Hernández, A., Orozco, M., García, J., Gómez, R. Aguirre, J. 2011. Efecto de la materia orgánica sobre las propiedades físicas del suelo en un sistema agroforestal de la llanura costera norte de Nayarit, México. *Revista Biociencias*, 1(3), 27–35.
82. National Research Council (NRC). 1993. Groundwater vulnerability assessment: Contamination potential under conditions of uncertainty. Committee for Assessing Ground Water Vulnerability, National Research Council, National Academy Press, Washington, DC. US.
83. Nema P; OjhS. P; Arvind Kumar A; Khanna P. 2001. Techno-economic evaluation of soil-aquifer treatment using primary effluent at Ahmedabad, india. *Water. Res.* Vol. 35, no. 9, pp. 2179–2190.
84. Nemade, P. D., Kadam, A. M., & Shankar, H. S. 2009. Wastewater renovation using constructed soil filter (CSF): A novel approach. *Journal of Hazardous Materials*, 170(2–3), 657–665. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.05.015>.

85. Noyola, A., Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J. M., Guereca, L. P. & Hernández-Padilla, F. 2012. Typology of municipal wastewater treatment technologies in latin america. *CLEAN-Soil, Air, Water*, 40 (9), 926-932.
86. Orjuela, H. M., Rubiano, Y., Camacho, J. 2010. Comportamiento de la infiltración en un oxisol. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 13(2), 31–39. <https://doi.org/10.4067/S0718-58392012000300015>.
87. Ortega, E. 1987. Química de suelos. Patenac AC. Chapingo, MX. 52 p.
88. Otálvaro, D. L., Arias, G. F., Veléz, M. E. 2009. Uso de métodos geofísicos e isotópicos en la construcción de un modelo hidrogeológico conceptual para los acuíferos de Pereira y Dosquebradas, Colombia. *Recursos Naturales y Ambiente*, (58), 92-99.
89. Otálvaro, D.L. 2007. Apoyo al cálculo del índice de escasez de las aguas subterráneas en el acuífero de Pereira. Informe Contrato de Prestación de Servicios 056/07.-Pereira, Colombia, CARDER.
90. Páez, G. 2008. Experiencia en la determinación de vulnerabilidad y riesgo de contaminación de las aguas subterráneas en el valle geográfico del Río Cauca-Colombia. Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca (CVC). Colombia.
91. Pan J, Yuan F, Yu L, Huang L, Fei H, Fan, Cheng Z Q. 2016. Performance of organics and nitrogen removal in subsurface wastewater infiltration systems by intermittent aeration and shunt distributing wastewater. *Bioresource Technology* 211 (2016) 774–778.
92. Pan, J., Fei, H.X., Song, S.Y., Yuan, F., Yu, L., 2015. Effects of intermittent aeration on pollutants removal in subsurface wastewater infiltration system. *Bioresour. Technol.* 191, 327–331.
93. Paranychanais, N.V., Angelakis, A.N., Leverenz, H., Tchobanoglous, G., 2006. Treat-ment of wastewater with slow rate systems: a review of treatment processes and plant functions. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 36 (3), 187–259.
94. Paredes, C; Muller, R; Stange, F; Koser, H; Kusch, P. 2007. “Model experiments on improving nitrogen removal in laboratory scale subsurface constructed wetlands by enhancing the anaerobic ammonium oxidation”. Gran Bretaña. *Water Science And Technology*. ISSN: 0273-1223. Pergamon. V. 56. Fesc. 3. P. 145-150.
95. Phillips, I.R., 2002. Phosphorus sorption and nitrogen transformation in two soil treated with piggery wastewater. *Aust. J. Soil Res.* 40 (2), 335–349.
96. Pritchett, W. L. 1986. Suelos Forestales. México. Edit. Limusa, 633p.

97. Quanrud, D.M., Arnold, R.G., Wilson, L.G., Gordon, H.J., Graham, D.W., Amy, G.L., 1996. Fate of organics during column studies of soil aquifer treatment. *Journal of Environmental Engineering* 122 (4), 314e321.
98. Reed S. C., Crites R. W. and Middlebrooks E. J. 1995. *Natural Systems for Waste Management and Treatment* - 2nd ed. McGraw Hill, New York, pp. 173-284.
99. Reemtsma T., Gnirs R. & Jekel M. 2000. Infiltration of combined sewer overflow and tertiary municipal wastewater: an integrated laboratory and field study of nutrients and dissolved organics. *Water Research*, 34, 1179-1186.
100. Regnery, B., Paillet, Y., Couvet, D., Kerbirou, C., 2013b. ¿Qué factores influyen en la aparición y la densidad de micro-hábitats de árboles en bosques de robles mediterráneos? *Ecología Forestal & Gestión* 295, 118-125.
101. Reynoso, L.; Sasal, C.; Portela, S.; Andriulo, A. 2005. Vulnerabilidad del acuífero pampeano a la contaminación en el norte de la provincia de buenos aires. *Aplicación de la metodología drástica*. Argentina. RIA, 34 (1): 85-99.
102. Rietz, DN y Haynes, RJ. 2003. Efectos de la salinidad inducida por la irrigación y la sodicidad en la actividad microbiana del suelo. *Soil Biology and Biochemistry*, 35, 845-854. [http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00125-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00125-1).
103. Ríos, L. 2006. Análisis de metodologías para estimar la vulnerabilidad de acuíferos a la contaminación, caso de estudio: Zona sur del Valle del Cauca. Tesis de maestría. Universidad Nacional, Facultad de Minas, escuela de geociencias y medio ambiente.
104. Robertson, G.P., Groffman, P.M., 2007. Nitrogen transformations. In: Paul, E.A. (Ed.), *Soil Microbiology, Biochemistry, and Ecology*. Springer, New York, pp. 341–364.
105. Rodgers, M., Mulqueen, J., Healy, M.G., 2004. Surface clogging in an intermittent stratified sand filter. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 68, 1827–1832.
106. Rodríguez, H. 2006. *Técnicas de Depuración Natural de Aguas Residuales*. Página web, disponible. <http://www.mimbrea.com/tecnicas-de-depuracion-natural-de-aguas-residuales>.
107. Romero, J. 2002. *Tratamiento De Aguas Residuales. Teoría y Principios De Diseño*. Colombia. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería ISBN: 958-8060-13-3 v. 1000 pags. 1240.
108. Rubio, A. M. 2010. La densidad aparente en suelos forestales del parque natural Los Alcornocales. Universidad de Sevilla.
109. Rucks, L., García, F., Kaplán, A., Ponce de León, J., & Hill, M. 2004. *Propiedades físicas del suelo*. Facultad De Agronomía Universidad De La

- República. Retrieved from <http://orton.catie.ac.cr/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=BAC.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=020674>.
110. Rueda & Betancur. 2006. Evaluación de la vulnerabilidad del agua subterránea en el Bajo Cauca Antioqueño. Avances en recursos hidráulicos Número 13. ISSN 0121-5701. Medellín Colombia.
 111. Salamanca, A., & Siavosh, S. 2005. La densidad aparente y su relación con otras propiedades en suelos de la zona cafetera Colombiana. *Cenicafé*, 56(4), 381–397. Retrieved from <http://orton.catie.ac.cr/cgi-bin/wxis.exe/?IsisScript=ORTON.xis&method=post&formato=2&cantidad=1&expresion=mfn=084455>.
 112. Sardinha M, Müller T, Schmeisky H, Joergensen RG. 2003. Microbial performance in soils along a salinity gradient under acidic conditions. *Appl Soil Ecol* 23:237–244.
 113. Sharma, S. K., & Kennedy, M. D. 2017. Soil aquifer treatment for wastewater treatment and reuse. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 119, 671–677. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.09.013>.
 114. Silva, J., Torres, P. y Madera C. 2008. Reuso de aguas residuales domésticas en agricultura. Una revisión. *Agronomía Colombiana* 26(2) Pág. 347-359.
 115. Silva, S.M & Correa, F.J 2009. Análisis de la contaminación del suelo: revisión de la normativa y posibilidades de regulación económica., *Semestre Económico*, volumen 12, No. 23, pp. 13-34. Medellín, Colombia.
 116. Sincero, A. P. & Sincero, G. A. 1996. *Environmental Engineering. A Desing Approach*. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ.
 117. Soil Survey Division Staff – SSDS 1993. *Soil survey manual. Handbook No. 18*. United states Department of Agriculture (USDA). Washington D.C. 437p.
 118. Struckmeier, W., & Margat, J. 1995. *Hydrogeological Maps A Guide and a Standard Legend (Vol. 17)*.
 119. Sumner, M.E., 1995. Sodic soils: new perspectives. In: Naidu, R., Sumner, M.E., Rengasamy, P. (Eds.), *Australian Sodic Soils: Distribution, Properties and Management*, CSIRO, Melbourne, pp. 1–34.
 120. Suzuki T., Katsuno T. and Yamaura G. 1992. Land application of wastewater using three types of trenches set in lysimeter and its mass balance of nitrogen. *Water Res.* 26, 1433–1444.
 121. Thomsen, I.K., and E.S. Jensen. 1994. Recovery of nitrogen by barley following incorporation of 15N-labelled straw and catch crop material. *Agric. Ecosyst. Environ.* 49:115-122.

122. Thouin, H., Battaglia-Brunet, F., Gautret, P., Le Forestier, L., Breeze, D., Séby, F., Dupraz, S. 2017. Effect of water table variations and input of natural organic matter on the cycles of C and N, and mobility of As, Zn and Cu from a soil impacted by the burning of chemical warfare agents: A mesocosm study. *Science of the Total Environment*, 595, 279–293. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.218>.
123. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization- UNESCO. 2018. Nature-based solutions for water.
124. Valdés, R., & Junco, J. Z. 2008. Los Métodos Naturales de Depuración en el Tratamiento de Residuales Domésticos. (pp. 1–23).
125. Van Niel, E., Arts, P., Wesselink, P., Robertson, L., Kuenen, J. 1992. Competition between heterotrophic and autotrophic nitrifiers for ammonia in chemostat cultures. *FEMS Microbiology Ecology*. 102, 109–118.
126. Von Sperling, M. & Chernicharo, C.A.L. 2006. Biological wastewater treatment in warm climate regions. London: IWA. 1452 p.
127. Vymazal, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ*. 380, 48–65.
128. Wang X, Tieheng, S Li H, Li Y, Pand J. 2010. Nitrogen removal enhanced by shunt distributing wastewater in a subsurface wastewater infiltration system. *Ecological Engineering* 36 1433–1438.
129. Whelan, B.R. and Barrow, N.J. 1984 The Movement of Septic Tank Effluent through Sandy Soils near Perth 1. Movement of Nitrogen. *Aust. J. Soil Res./* 22, 293–302.
130. Yang, Y.Q., Zhan, X., Wu, S.J., Kang, M.L., Guo, J.A., 2016. Effect of hydraulic loading rate on pollutant removal efficiency in subsurface infiltration system under intermittent operation and micro-power aeration. *Bioresour. Technol*. 205, 174–182.
131. Yuan, Y., Zhang, L., Dai, Y., y Yu, J. 2007. Propiedades fisicoquímicas del almidón obtenido de *Dioscorea nipponica* Makino comparación con otros almidones de tubérculos *Diario de Ingeniería de Alimentos*, 82 (4), 436- 42. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jfoodeng.2007.02.055>.
132. Zhang, Z., Lei, Z., Zhang, Z., Sugiura, N., Xu, X., & Yin, D. 2007. Organics removal of combined wastewater through shallow soil infiltration treatment: A field and laboratory study. *Journal of Hazardous Materials*, 149(3), 657–665. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.04.026>.
133. Zirschky, J., & Reed, S. 1988. The Use of Duckweed for Wastewater Treatment. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 60(7), 1253–1258. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/25043632>.